Umweltforschungsplan

des Bundesministeriums für Umwelt,

Naturschutz und Reaktorsicherheit

Umweltbundesamt

Forschungskennzahl FKZ 3710 63 420

Nutzung des Umweltmonitorings für das Risikomanagement bedenklicher Stoffe unter besonderer Berücksichtigung von PBT-Stoffen (NUMoRi)

von

Beate Bänsch-Baltruschat [1], Evelyn Claus [1], Anja Coors [2], Karen Duis [2],
Udo Hommen [3], Heinz Rüdel [3], Martin Keller [1]

[1] Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz,
[2] ECT Oekotoxikologie GmbH, Böttgerstraße 2-14, 65439 Flörsheim/Main
[3] Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie (IME),
Auf dem Aberg 1, 57392 Schmallenberg

IM AUFTRAG

DES UMWELTBUNDESAMTES

Januar 2015

Kurzbeschreibung

Im Rahmen dieses FuE-Vorhabens wurde aufgezeigt, inwieweit Umweltmonitoringdaten zum Beleg der Stoffeigenschaften Persistenz, Bioakkumulation/Biomagnifikation und Ferntransportpotenzial herangezogen werden können. Zunächst wurde eine Übersicht über die derzeit in Deutschland bzw. unter deutscher Beteiligung betriebenen chemischen Monitoringprogramme erarbeitet. Durch eine Umfrage bei den zuständigen Behörden der deutschen Bundesländer und vier weiterer EU-Mitgliedsstaaten wurden die derzeit bestehenden Rückkopplungsprozesse zwischen Stoffbewertung/-regulierung und Umweltmonitoring ermittelt. Wie die Ergebnisse dieser Erhebung zeigen, besteht bisher in den fünf Staaten nur in geringem Umfang eine formale Abstimmung zwischen den beiden Handlungsbereichen. Der Wunsch nach einer engeren Zusammenarbeit wurde von den Befragten jedoch häufig geäußert. An sechs Beispielstoffen wurde aufgezeigt, dass sich aus den uns zur Verfügung stehenden Ergebnissen der relevanten Monitoringprogramme trotz einer relativ großen Datenmenge keine neuen signifikanten Erkenntnisse bzgl. der P- und B-Eigenschaft gewinnen ließen. Stattdessen können Monitoringdaten Zusatzinformationen zur Bestätigung der im Rahmen der Stoffregulierung identifizierten Stoffeigenschaften liefern. Aufbauend auf diesen Projektergebnissen wurden Empfehlungen für eine künftige Optimierung der Monitoringprogramme bzgl. ihrer Nutzung für die Stoffbewertung und -regulierung sowie für eine Intensivierung des Informationsaustausches zwischen den Akteuren beider Handlungsbereiche gegeben. Möglichkeiten einer Erweiterung des Nachzulassungsmonitorings für Pflanzenschutzmittel sowie eines chemisch-analytischen Nachzulassungsmonitorings für Human- und Veterinärarzneimittelwirkstoffe im Rahmen der bestehenden Pharmakovigilanzsysteme wurden aufgezeigt.

Abstract

In this R&D-project, it was evaluated to what extent environmental monitoring data can be used to demonstrate persistence, bioaccumulation/biomagnification or long-range transport of a substance. An overview is given of the monitoring programmes currently operated in Germany or with German participation. The ongoing exchange routines between institutions involved in substance authorisation/regulation and environmental monitoring were investigated using a questionnaire addressed to the competent authorities in the German federal states and in four other EU member states. The results of the survey show that there is currently only little formal coordination between both areas. However, an interest in a closer cooperation was often expressed. Based on the available monitoring data for six model substances no significant new information on P and B properties could be gained, although a large quantity of data was available. Instead, the monitoring data could be considered as supplementary information confirming properties identified in the risk assessment. Based on the project results recommendations were given for a future optimisation of the monitoring programmes with regard to their use for substance authorisation/regulation and for an intensification of the information exchange between both areas. Furthermore, options are suggested for an extension of the post-registration monitoring for plant protection products as well as for a chemical-analytical post-registration monitoring for human and veterinary pharmaceuticals within existing pharmacovigilance systems.

Danksagung

Wir danken allen Personen und Institutionen, die uns freundlicherweise Auskunft erteilt und uns teilweise umfangreiches Informationsmaterial zur Verfügung gestellt haben.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 1

2 Allgemeiner Überblick zu Monitoringprogrammen und Darstellung der aktuellen Situation 3

2.1 Übersicht über bestehende chemische Monitoringprogramme in Deutschland 3

2.1.1 Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer 4

2.1.2 Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt (BLMP) 18

2.1.3 Sonstige aquatische Monitoringprogramme 19

2.1.4 In Deutschland existierende terrestrische Monitoringprogramme 20

2.1.5 In Deutschland existierende medienübergreifende Monitoringprogramme 24

2.2 Internationale Monitoringprogramme 25

2.2.1 Internationale Monitoringprogramme zum Schutz der Meere 25

2.2.2 Internationale Monitoringprogramme in emittentenfernen Gebieten/Monitoring zu Ferntransporten 27

2.3 Auswertung bestehender Konzepte zur Integration des Umweltmonitorings in die nationalen, europäischen und internationalen stoff- und medienbezogenen Regelwerke 31

2.3.1 Auswertung der Antworten zur nationalen Umfrage „Informationsaustausch/Rückkopplungsprozesse zwischen Umweltmonitoring und Zulassungsverfahren für bedenkliche Stoffe“ 31

2.3.2 Auswertung der Antworten zur internationalen Umfrage „Chemisches Monitoring und Risikobewertung“ 37

2.3.3 Schlussfolgerungen aus der nationalen und internationalen Umfrage zum Informationsfluss zwischen Monitoring und Stoff-Risikobewertung – Empfehlungen für Deutschland 44

2.4 Übersicht über verwendete Probenahme- und Analyseverfahren 45

2.4.1 Anforderungen an die Analysenverfahren in der Stoffbewertung 45

2.4.2 Anforderungen an die Analysenverfahren im Umweltmonitoring 47

2.4.3 Gegenüberstellung der Probenahme- und Analysenverfahren in der Stoffbewertung mit den im Umweltmonitoring angewandten Methoden 50

3 Möglichkeiten und Grenzen der Nutzbarkeit der existierenden Umweltmonitoring-Programme für die Stoffbewertung und -regulierung 54

3.1 Beschreibung und Bewertung der Rückkopplungsprozesse zur Berücksichtigung von Daten aus dem Umweltmonitoring in der Stoffbewertung und -regulierung 54

3.1.1 Rückkopplung aus dem Monitoring in die Stoffbewertung und -regulierung 55

3.1.2 Rückkopplung aus der Stoffbewertung und -regulierung an das Monitoring 58

3.1.3 Ausbaufähige Ansätze für eine Rückkopplung zwischen Stoffbewertung/ -regulierung und Umweltmonitoring....59

3.2 Nutzung von Monitoringdaten in der Stoffbewertung und -regulierung - Grundsätzliche Möglichkeiten und gegenwärtige Umsetzung....60

3.2.1 Hintergrund....60

3.2.2 Stockholm-Konvention (POP-Konvention)....63

3.2.3 OSPAR und HELCOM....65

3.2.4 Europäische REACH-Verordnung....66

3.2.5 Mögliche Nutzung der Umweltprobenbank des Bundes zur Bewertung der PBT-Eigenschaften von Stoffen....69

3.3 Optimierung künftiger Monitoringprogramme für polare Stoffe am Beispiel der Stoffgruppe Arzneimittel....73

4 Konzeption der Nutzung von Monitoringdaten für die Stoffbewertung und -regulierung....77

4.1 Wissenschaftliche Konzeption der Nutzung von Monitoringdaten für Fragen der Stoffbewertung und der Stoffregulierung....78

4.1.1 Fragen der Stoffbewertung im Hinblick auf PBT-Eigenschaften....78

4.1.2 Nutzung der derzeit existierenden Monitoringprogramme für die Stoffbewertung und -regulierung....87

4.1.3 Fragen der Stoffregulierung: Nutzung von Monitoringdaten zur Ergänzung und Validierung von PEC-Werten....129

4.1.4 Datenaufbereitungen....137

4.1.5 Datentransfer von den Trägern der Monitoringprogramme zum Umweltbundesamt....140

4.2 Wissenschaftliche Konzeption zur effizienteren Nutzung von stoffbezogenen Daten für die Monitoringprogramme....145

4.2.1 Benötigte Informationen für das Monitoring aus der Stoffbewertung und -regulierung....145

4.2.2 Frequenz des Datentransfers aus der Stoffbewertung und -regulierung an die Träger der Monitoringprogramme....146

4.2.3 Organisation des Datentransfers aus der Stoffbewertung und -regulierung an die Träger der Monitoringprogramme....146

5 Konzept für die Ermittlung potenzieller Problemstoffe (Schwerpunkt PBT-Stoffe) und ihre gezielte Reevaluierung sowie Bewertung der Repräsentanz bekannter PBT-Stoffe in Monitoringproben....148

5.1 Konzepte zur Ermittlung potenzieller Problemstoffe (Schwerpunkt PBT-Stoffe) anhand von Monitoringdaten....149

5.1.1 Beleg der Persistenz durch Zeitreihen-Studien....151

5.1.2 Einstufung der Persistenz von Röntgenkontrastmitteln und Humanarzneimittelwirkstoffen durch den Vergleich von Umweltfrachten und Umwelteinträgen 154
5.1.3 Beleg des Ferntransports von Stoffen durch Luft oder Wasser 170
5.1.4 Beleg des Bioakkumulationspotenzials von Stoffen 172
5.1.5 Beleg des Biomagnifikationspotenzials von Stoffen 175
5.2 Bewertung der vorhandenen Monitoringprogramme in Hinblick auf ihre Eignung, Hinweise auf P- und B-Eigenschaften sowie auf Ferntransport zu liefern 179
5.2.1 Beispielstoffe 180
5.2.2 Auswertung der Monitoringdaten für die Beispielstoffe 187
5.2.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen in Hinblick auf die Eignung der Monitoringprogramme, Hinweise auf P- und B-Eigenschaften sowie auf Ferntransport zu liefern 196
5.3 Konzept für die wissenschaftliche Begründung der Forderung nach einer erneuten Bewertung der Umweltrisiken für identifizierte Problemstoffe 202
5.4 Einschätzung der Kohärenz bestehender gesetzlicher Regelungen mit der Fundsituation ausgewählter Stoffe 203
5.4.1 Vergleich der Befunde für (v)P- bzw. (v)B-Stoffe mit den Befunden für P- bzw. B-Verdachtsstoffe 203
5.4.2 Eignung der regulatorischen cut-off -Kriterien für (v)P- und (v)B-Eigenschaften 204
5.4.3 Prüfung, ob gesetzlich geregelte Zielfestlegungen überschritten werden 204
5.4.4 Ermittlung und Diskussion des regulatorischen Handlungsbedarfs 216
6 Maßgaben für die technische Gestaltung eines Nachzulassungsmonitorings 223
6.1 Einleitung 223
6.2 Verankerung des Nachzulassungsmonitoring in gesetzlichen Regelungen 227
6.2.1 REACH-Verordnung 227
6.2.2 Pflanzenschutzmittel 228
6.2.3 Biozide 232
6.2.4 Arzneimittel 233
6.3 Aspekte der Umsetzung eines Nachzulassungsmonitorings für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe für ausgewählte Fragestellungen 234
6.3.1 Generelle Aspekte 234
6.3.2 PBT-(Verdachts-)Stoffe 235
6.3.3 Gefahr eines Eintrags in das Grundwasser 235
6.3.4 Persistenz im Boden 240
6.3.5 Gefahr eines Eintrags in Oberflächengewässer über Run-off 241

6.3.6 Gefahr der Anreicherung in terrestrischen Organismen oder Nahrungsketten 251
6.3.7 Gefahr der Anreicherung in aquatischen Organismen oder Nahrungsketten..... 254
6.4 Vorschlag der Integration eines Nachzulassungsmonitorings für Human- und Veterinärarzneimittelwirkstoffe in die bestehenden Pharmakovigilanzsysteme..... 259
6.4.1 PBT-(Verdachts-)Stoffe 259
6.4.2 Überprüfung der Wirksamkeit von Risikominderungsmaßnahmen 260
6.4.3 Besonders umweltkritische Stoffe 260
6.4.4 Einbindung des Nachzulassungsmonitorings in aktuelle Monitoringprogramme 260
7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen 262
8 Quellenverzeichnis 268

Anlagenverzeichnis:

Anlage 1	Kontakte zu Ansprechpartner/innen bei den zuständigen Behörden der Bundesländer
Anlage 2	Übersicht über die Monitoringprogramme für Oberflächengewässer der Bundesländer, des Bund-Länder-Messprogrammes BLMP und der Umweltprobenbank
Anlage 2.1	Überblick Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer, Stoffgruppe Arzneimittel (Excel-Format)
Anlage 2.2	Überblick Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer, Stoffgruppe Industriechemikalien (Excel-Format)
Anlage 2.3	Überblick Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer, Stoffgruppe Pflanzenschutzmittel (Excel-Format)
Anlage 2.4	Überblick Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer, Stoffgruppe Biozide (Excel-Format)
Anlage 2.5	Quellenverzeichnis zu den Anlagen 2.1 bis 2.4
Anlage 2.6	Überblick Monitoringprogramm der Umweltprobenbank des Bundes (Excel-Format)
Anlage 2.7	Überblick Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt (BLMP) (Excel-Format)
Anlage 3	Dokumentation der nationalen Fragebogenaktion
Anlage 4	Dokumentation der internationalen Fragebogenaktion
Anlage 4.1	Dokumentation des internationalen Fragebogens und der Rückläufe
Anlage 4.2	Übersicht über relevante Monitoringprogramme in den EU-Mitgliedsstaaten Dänemark, UK, Schweden und Niederlande
Anlage 5	Kurzbeschreibung Analysenmethoden (derzeit angewandt von der BfG)
Anlage 6	Probenaufbereitung bei Schwebstoff- und Sedimentuntersuchungen (BfG-Beitrag zu LAWA RaKon IV)
Anlage 7:	Untersuchungen von Bioakkumulation und Biomagnifikation –Fallbeispiele aus dem Programm der Umweltprobenbank
Anlage 8:	Dokumentation der Ergebnisdarstellungen der Umweltprobenbank des Bundes
Anlage 9	Checkliste zur Nutzung von Monitoringdaten für die Stoffbewertung und –regulierung
Anlage 10	Dokumentation des Projekt-Workshops
Anlage 11	Rechtlicher Hintergrund für die Nutzung von Umweltmonitoringdaten in der PBT- und vPvB-Bewertung und Stoffregulierung, Zulassungsbedingungen und –zeiträume in den Stoffvollzügen für REACH-Chemikalien, Pflanzenschutzmittel, Biozide, Human- und Tierarzneimittel
Anlage 12	Darstellung der recherchierten Monitoringdaten zu den in Abschnitt 5.2 betrachteten Beispielstoffen

Anlage 13 Dokumentation von Auszügen aus der EG-Verordnung Nr. 1907/2006 (REACH-Verordnung) mit Bezug zum Monitoring

Anlage 14 Dokumentation von Auszügen aus der EG-Verordnung Nr. 253/2011 (Anhang XIII, REACH-Verordnung) mit Bezug zum Monitoring

Anlage 15 Dokumentation von Auszügen aus der EG-Verordnung Nr. 1107/2009 (Pflanzenschutzmittelverordnung) mit Bezug zum Monitoring

Anlage 16 Dokumentation von Auszügen aus der EG-Verordnung Nr. 546/2011 (Durchführungsverordnung zur Pflanzenschutzmittelverordnung)

Anlage 17 Dokumentation des Fragebogens zum Nachzulassungsmonitoring der SETAC Environmental Monitoring Advisory Group (EMAG)

Anlage 18 Dokumentation von Auszügen aus der EG-Verordnung Nr. 528/2012 (Biozidverordnung)

Anlage 19 Dokumentation von Auszügen aus VOLUME 9B of The Rules Governing Medicinal Products in the European Union – Guidelines on Pharmacovigilance for Medicinal Products for Veterinary Use – Final October 2011

Anlage 20 Dokumentation von Auszügen aus Aden et al. (2002): Leitlinie zur Aufklärung von Funden und zur Durchführung von zulassungsbegleitenden Monitoringstudien

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1 Übersicht über das OSPAR-Priorisierungskonzept (OSPAR 2014). 66

Abb. 2 Probenahmegebiete der UPB (www.umweltprobenbank.de). 70

Abb. 3 Flussdiagramm zur Vorgehensweise beim Beleg der Persistenz unter Verwendung von Monitoringdaten. 153

Abb. 4 Flussdiagramm zur Vorgehensweise beim Beleg eines möglichen Ferntransports unter Verwendung von Monitoringdaten. 171

Abb. 5 Flussdiagramm zur Vorgehensweise beim *non-target* -Screening in Umweltproben aus quellfernen Regionen zur Identifizierung von Stoffen mit möglichem Ferntransportpotenzial. 172

Abb. 6 Flussdiagramm zur Vorgehensweise beim Beleg eines möglichen Bioakkumulationspotenzials auf Basis von Monitoringdaten. Das Flussdiagramm ist für Boden bzw. Sediment spezifiziert. Analoge Auswertungen sind für Schwebstoffe möglich, wenn Monitoringdaten für entsprechende Kombinationen aus Feststoffmedium und darin lebenden Organismen zur Verfügung stehen. (BAF - Bioakkumulationsfaktor; BSAF - Biota-Boden-Akkumulationsfaktor bzw. Biota-Sediment-Akkumulationsfaktor; TOC - gesamter organischer Kohlenstoff). 175

Abb. 7 Flussdiagramm zum Beleg eines möglichen Biomagnifikationspotenzials unter Verwendung von Monitoringdaten. 177

Abb. 8 Vergleich der auf Trockengewicht bezogenen Konzentrationen an Organozinnverbindungen (ng/g TG) in Probenarten der Umweltprobenbank zur Untersuchung eines möglichen Biomagnifikationspotenzials. Probenahmegebiet: Nordsee (Eckwarderhörne / Transekt Varel-Mellum). BG: Bestimmungsgrenze; DBT: Dibutylzinn (potentielles TBT-Abbauprodukt, nur in wenigen Proben nachweisbar); TG: Trockengewicht. Adaptiert aus Rüdel et al. (2003). 179

Abb. 9 Zeitreihe der PFOS-Belastung von Eisbärleber in Ittoqqortoormiit, Ostgrönland. Dargestellt sind die Mediane, Minima und Maxima für die einzelnen Untersuchungsjahre. Messergebnisse entnommen aus Dietz et al. (2008). 190

Abb. 10 Zeitreihe der Jahresmittelwerte der PFOA-Konzentrationen an Messstellen von großen Fließgewässern und einem Kanal in Baden-Württemberg. BG: Bestimmungsgrenze. Jahresmittelwerte und Bestimmungsgrenze entnommen aus LUBW (2013). 193

Abb. 11 Vergleich der Zeitreihen der PFOS- und der PFOA-Belastung von Eisbärleber in Ittoqqortoormiit, Ostgrönland. Medianwerte für die einzelnen Untersuchungsjahre. Messergebnisse entnommen aus Dietz et al. (2008). 193

Abb. 12 Flussdiagramm zum Nachzulassungsmonitoring für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe. 230

Abb. 13 Flussschema Grundwassermonitoring für Wirkstoffe in zugelassenen Mitteln (nach Aden et al. 2002). 238

Tabellenverzeichnis

Tab. 1 Liste der im Rahmen der Recherche berücksichtigten Industriechemikalien (Stand 28.06.2012)....6

Tab. 2 Liste der im Rahmen de der Recherche berücksichtigten Pflanzenschutzmittel (teilweise auch als Biozide zugelassen) (Stand 02.07.2012)....9

Tab. 3 Liste der im Rahmen des Projektes betrachteten Biozide (teilweise auch als Pflanzenschutzmittel zugelassen) (Stand 04.07.2012)....10

Tab. 4 Verantwortlichkeit für die Stoffbewertung nach Regelungsbereichen für die vier Staaten, aus denen Antworten im Rahmen der Umfrage erhalten wurden....39

Tab. 5 Niedrigste und höchste Bestimmungsgrenze der in den Bundesländern eingesetzten Analysenverfahren (Feststoffmethoden) für vier Stoffbeispiele....49

Tab. 6 Niedrigste und höchste Bestimmungsgrenze der in den Bundesländern eingesetzten Analysenverfahren (Wassermethoden) für vier Stoffbeispiele....49

Tab. 7 Gegenüberstellung der Analysenbedingungen lt. OECD TG 308 und LAWA-Methode....51

Tab. 8 Gegenüberstellung Testbedingungen für Biotauntersuchungen OECD TG 305, LAWA-Methoden und Umweltprobenbank....53

Tab. 9 Kriterien für POPs gemäß Stockholm-Konvention (UNEP 2009a, EG 2006b)....64

Tab. 10 Kriterien für PBT-Stoffe gemäß Anhang XIII der REACH-Verordnung (ECHA 2011, 2012a, EU 2011b)....66

Tab. 11 Screening-Kriterien für PBT-Stoffe gemäß Annex XIII der REACH-Verordnung (EU 2011) und ECHA (2012a)....68

Tab. 12 Auswahl relevanter PBT-(Verdachts-)Stoffe für die Stoffgruppen REACH-Chemikalien, Pflanzenschutzmittel, Biozide, Human- und Tierarzneimittel....89

Tab. 13 Übersicht über die relevanten Monitoringprogramme zur Nutzung für die Stoffbewertung von Industriechemikalien....108

Tab. 14 Übersicht über die relevanten Monitoringprogramme zur Nutzung für die Stoffbewertung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen....113

Tab. 15 Übersicht über die relevanten Monitoringprogramme zur Nutzung für die Stoffbewertung von Biozidwirkstoffen....117

Tab. 16 Übersicht über die relevanten Monitoringprogramme zur Nutzung für die Stoffbewertung von Humanarzneimittelwirkstoffen....121

Tab. 17 Übersicht über die relevanten Monitoringprogramme zur Nutzung für die Stoffbewertung von Tierarzneimittelwirkstoffen....124

Tab. 18 Gegenüberstellung von vorausgesagten (PEC_{SW}) und gemessenen Konzentrationen von vier Arzneimittelwirkstoffen in Oberflächengewässern (MEC_{SW}) basierend auf Liebig et al. (2005)....135

Tab. 19 Übersicht über Monitoringprogramme und ihre mögliche Nutzung zum Beleg von Persistenz, Ferntransportpotential und Bioakkumulation / Biomagnifikation von Stoffen....150

Tab. 20 Bioabbau, Feststoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten und Entfernungsraten aus dem Abwasser in konventionellen Kläranlagen mit Belebtschlammverfahren für die untersuchten Röntgenkontrastmittel und Arzneimittelwirkstoffe. 157

Tab. 21 Auswertung für die Röntgenkontrastmittel im Rhein. Dargestellt sind die Jahresmittel der Konzentrationen bei Koblenz, die Frachten und das Verhältnis der Frachten zur Eintragsmenge (basierend auf Verkaufszahlen unter Berücksichtigung der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen). 164

Tab. 22 Vergleich des Verhältnisses von Jahresfracht zu abgeschätztem Umwelteintrag für die ausgewählten Röntgenkontrastmittel im Rhein bei Koblenz mit den DT50-Werten aus Wasser-Sedimenttests. 165

Tab. 23 Auswertung für die Arzneimittelwirkstoffe im Rhein. Dargestellt sind die Jahresmittel der Konzentrationen bei Koblenz, die Frachten und das Verhältnis der Frachten zur Eintragsmenge (basierend auf Verkaufszahlen unter Berücksichtigung der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen). 167

Tab. 24 Auswertung für die Arzneimittelwirkstoffe in der Elbe. Dargestellt sind die Jahresmittel der Konzentrationen bei Schmilka / Schnackenburg, die Frachtdifferenzen zwischen Schmilka und Schnackenburg und das Verhältnis der Frachtdifferenz zur Eintragsmenge (basierend auf Verkaufszahlen unter Berücksichtigung der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen). 168

Tab. 25 Vergleich des Verhältnisses von Jahresfracht zu abgeschätztem Umwelteintrag für die ausgewählten Arzneimittelwirkstoffe im Rhein und in der Elbe mit den DT_{50}-Werten aus Wasser-Sedimenttests. 169

Tab. 26 Berechnung von Bioakkumulationsfaktoren (BAF) und Biota-Sediment-Akkumulationsfaktoren (BSAF). 173

Tab. 27 Berechnung von Biomagnifikationsfaktoren (BMF) und trophischen Magnifikationsfaktoren (TMF). 176

Tab. 28 Übersicht über die ausgewählten Beispielstoffe und ihre Einstufung als P, vP, B, vB und T. 181

Tab. 29 Daten zum Bioabbau und zur Biokonzentration der ausgewählten Chemikalien, Pflanzenschutzmittel und Biozide. 184

Tab. 30 Übersicht der Informationen aus relevanten Monitoringprogrammen für die sechs Beispielstoffe. Soweit nicht anders vermerkt, handelt es sich um Untersuchungen der Wasserphase. 197

Tab. 31 Zusammenfassung der Hinweise auf besorgniserregende Stoffeigenschaften, die aus den ausgewerteten Monitoringdaten (siehe Abschnitt 5.2.2) abgeleitet werden können, für die ausgewählten Beispielstoffe. 198

Tab. 32 PBT-(Verdachts-)Stoffe, für die bisher keine Umweltqualitätsnormen festgelegt wurden. 205

Tab. 33 Übersicht über die Überschreitungen gesetzlich festgelegter Umweltqualitätsnormen für die im Projekt betrachteten Stoffe, für die entsprechende UQN existieren.. 209

Tab. 34 Rechtliche Aspekte des Nachzulassungsmonitorings gemäß aktueller Vorgaben in den in verschiedenen Stoff-Regelungsbereichen. 223

Tab. 35 Aspekte bei der Planung eines Nachzulassungsmonitorings gemäß aktueller Vorgaben in den verschiedenen Stoff-Regelungsbereichen. 226

Tab. 36 Wichtige Medien/Kompartimente für ein Nachzulassungsmonitoring in verschiedenen Stoff-Regelungsbereichen. 227

Tab. 37 Aspekte bei der Umsetzung eines Nachzulassungsmonitorings für Grundwasser. 236

Tab. 38 Übersicht über Richtlinien, die für die Durchführung eines Nachzulassungsmonitorings von Grundwasser relevant sind (Auswahl; aktualisiert nach Aden et al. 2002). 237

Tab. 39 Aspekte bei der Umsetzung eines Nachzulassungsmonitorings für Run-off-Szenarien. 243

Tab. 40 Übersicht über Richtlinien und Publikationen, die für die Durchführung eines Nachzulassungsmonitorings von Run-off-Szenarien relevant sind. 246

Tab. 41 Eignung von Datenbanken zum Erhalt von Informationen zu expositionsbestimmenden Landschaftscharakteristika (aus Ohliger & Schulz 2010). 248

Tab. 42 Übersicht über Richtlinien und Publikationen, die für die Durchführung eines Nachzulassungsmonitorings von terrestrischen Organismen relevant sind. 253

Tab. 43 Aspekte bei der Umsetzung eines Nachzulassungsmonitorings für das Szenario „Anreicherung in aquatischen Nahrungsketten“. 255

Tab. 44 Übersicht über Richtlinien und Publikationen, die für die Durchführung eines Nachzulassungsmonitorings für das Szenario „Anreicherung in aquatischen Nahrungsketten“ relevant sind. 257

Abkürzungen

AMAP	Arctic Monitoring and Assessment Programme
BAF	Bioakkumulationsfaktor
BAuA	Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin
BBodSchV	Bodenschutzverordnung
BCF	Biokonzentrationsfaktor (bioconcentration factor)
BfArM	Bundesinstitut für Arzneimittel und Medizinprodukte
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BfR	Bundesamt für Risikobewertung
BMF	Biomagnifikationsfaktor
BPD	Biozidprodukte-Richtlinie; Richtlinie 98/8/EG (Biocidal Products Directive)
BPR	Verordnung über Biozidprodukte; Verordnung (EU) 528/2012 (Biocidal Product Regulation)
BSAF	Biota-Sediment-Akkumulationsfaktor (teilweise auch Biota-Boden-Akkumulationsfaktor)
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
CHMP	Committee for Medicinal Products for Human Use
CMR	krebserzeugend, erbgutverändernd und fortpflanzungsgefährdend (carcinogenic, mutagenic and reprotoxic)
CVMP	Committee for Medicinal Products for Veterinary Use
EC_{50}	Konzentration, bei der 50% der Organismen den betreffenden Effekt zeigen
ECHA	European Chemicals Agency
EEA	European Environment Agency
EFSA	European Food Safety Authority (Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit)
EMEA bzw. EMA	European Medicines Agency
EU	Europäische Union
FGG	Flussgebietsgemeinschaft
FKZ	Forschungskennzahl
GDCh	Gesellschaft Deutscher Chemiker
GIS	Geoinformationssystem
GLP	Gute Laborpraxis
HBCDD	Hexabromcyclododecan

HELCOM	Helsinki Commission (zum Schutz der Ostsee)
HCH	Hexachlorcyclohexan
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
IKSR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
K_{oc}	Verteilungskoeffizient organischer Kohlenstoff-Wasser eines Stoffes
K_{ow}	Verteilungskoeffizient n-Octanol-Wasser eines Stoffes
LAF	Landesanstalt für Altlastenfreistellung
LAGA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LAWA AO	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Ständiger Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer
LAWA EK Stoffe	Expertenkreis zu Fragen der chemischen Qualität und des Monitorings der Oberflächengewässer (im Arbeitsgebiet des LAWA AO)
log	dekadischer Logarithmus
NGO	non-governmental organisation (Nichtregierungsorganisation)
NOEC	Konzentration, bei der Organismen noch keine Effekte zeigen (no effect concentration)
OSPAR	OSPAR-Konvention - völkerrechtlicher Vertrag zum Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks (Convention for the Protection of the marine Environment of the North-East Atlantic)
PCB	polychlorierte Biphenyle
PEC	abgeschätzte Umweltkonzentration (predicted environmental concentration)
PFT	perfluorierte Tenside
PNEC	Konzentration eines Stoffes, bei der keine Schädigung eines Organismus zu erwarten ist (predicted no effect concentration)
PBDE	polybromierte Diphenylether
PBT	persistent, bioakkumulierend, toxisch (gemäß Anhang XIII der REACH-Verordnung)
PFOS	Perfluoroctansulfonat
POP	persistenter organischer Schadstoff (persistent organic pollutant)
PSM	Pflanzenschutzmittel
RAC	regulatorisch akzeptable Konzentration (regulatory acceptable concentration)
REACH	Registrierung, Bewertung und Zulassung von Chemikalien; EG-Verordnung Nr. 1907/2006 (Registration, Evaluation, Authorisation of Chemicals)

SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SIEF	Zusammenschluss von Inverkehrbringern, Herstellern und Importeuren zur Registrierung eines Stoffes unter REACH (Substance Information Exchange Forum)
SPM	Schwebstoffe (suspended particulate matter)
TAM	Tierarzneimittel
TBT	Tributylzinn-Verbindungen (tributyltin compounds)
TMF	trophischer Magnifikationsfaktor
UBA	Umweltbundesamt
µg	Mikrogramm
µm	Mikrometer
UPB	Umweltprobenbank des Bundes
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
vB	stark bioakkumulierend (very bioaccumulative) gemäß Anhang XIII der REACH-Verordnung
vP	sehr persistent (very persistent) gemäß Anhang XIII der REACH-Verordnung)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Bundesländer:

BB	Brandenburg
BE	Berlin
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
HB	Bremen
HE	Hessen
HH	Hamburg
MV	Mecklenburg-Vorpommern
NI	Niedersachsen
NW	Nordrhein-Westfalen
RP	Rheinland-Pfalz
SH	Schleswig- Holstein
SL	Saarland
SN	Sachsen
ST	Sachsen-Anhalt
TH	Thüringen

1 Einleitung

Im Rahmen der Registrierung von Chemikalien gemäß REACH-Verordnung sowie der Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel- und Biozidwirkstoffe, Human- und Tierarzneimittel erfolgt eine prospektive Umweltrisikobewertung. Diese beruht vor allem auf unter Laborbedingungen experimentell ermittelten Wirkdaten und modellierten Expositionsdaten. Grundsätzlich können Daten aus Monitoringprogrammen, durch die das Vorkommen eines chemischen Stoffes besonders in Schadstoffsenken wie Sedimenten und Biota nachweisbar ist, zusätzliche valide Informationsquellen für eine Bewertung des Umweltverhaltens von Stoffen darstellen, insbesondere durch einen Abgleich möglicher Nachweise in der Umwelt mit den modellierten Expositionsdaten.

Der Nachweis eines Stoffes in einem oder mehreren Umweltkompartimenten setzt voraus, dass der Stoff bereits verwendet und in die Umwelt eingetragen wurde. Dies kann insbesondere bei sogenannten Altstoffen der Fall sein. Hierbei handelt es sich um Chemikalien, die bereits vor dem 18. September 1981 innerhalb der Europäischen Union auf dem Markt waren (EG 1979). Weiterhin kann eine Substanz bereits in einem anderen Regelungsbereich zugelassen sein. Dies ist der Fall, wenn beispielsweise eine Zulassung für einen Biozidwirkstoff beantragt wird, der bereits als Pflanzenschutzmittelwirkstoff eingesetzt wird. Auch in diesem Fall kann der Stoff ggf. in der Umwelt nachgewiesen werden. Gleiches gilt für die Risikobewertung im Rahmen einer Genehmigungsverlängerung für einen Wirkstoff.

In Deutschland werden - zumeist auf Ebene der Bundesländer - Umweltmedien im Rahmen verschiedener Monitoringprogramme auf Rückstände chemischer Stoffe untersucht (retrospektive Umweltrisikobewertung). Beispiele hierfür sind das Monitoring zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, das Grundwassermonitoring der Trinkwasserversorger, die Bodendauerbeobachtung und die Untersuchungen im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes. Die Mehrzahl der Bundesländer betreibt auch Monitoringprogramme für Fische; in Baden-Württemberg erfolgt ein Monitoring von Wanderfalkeneiern. Im Bereich der Nord- und Ostsee beteiligen sich Bundeseinrichtungen und Institutionen der Bundesländer auch an internationalen Monitoringprogrammen z.B. im Rahmen der OSPAR- und HELCOM-Vereinbarungen.

Eine enge Abstimmung zwischen der Risikobewertung von Stoffen und dem Umweltmonitoring ermöglicht:

1. Zulassungsentscheidungen zu validieren oder, wenn aufgrund von festgestellten Umweltbelastungen nötig, zu korrigieren,
2. in der Umwelt in relevanten Konzentrationen nachgewiesene Altstoffe nachträglich einer Bewertung zuzuführen und
3. die in der Stoffbewertung[1] gewonnenen Erkenntnisse effektiv in Umweltmonitoringprogramme einfließen zu lassen.

[1] Im Rahmen des vorliegenden Berichtes steht der Begriff *Stoffbewertung* für die *Umweltbewertung von Stoffen*.

Bislang werden in Deutschland bis auf wenige Ausnahmen, wie z.B. das Grundwassermonitoring für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe, Monitoringdaten nicht systematisch in der Stoffbewertung und -regulierung genutzt.

Im Rahmen dieses FuE-Vorhabens wurden die wissenschaftlichen und technischen Voraussetzungen für eine engere strategische Vernetzung der Stoffbewertung und -regulierung und des chemischen Umweltmonitorings untersucht und entsprechende Empfehlungen zu einer Optimierung des gegenseitigen Austausches erarbeitet.

In Kap. 2 dieses Berichtes ist ein Überblick über die in Deutschland bzw. die mit deutscher Beteiligung betriebenen chemischen Umweltmonitoringprogramme dargestellt. Bei der hierzu durchgeführten Recherche wurden chemische Monitoringprogramme der aquatischen und terrestrischen Umwelt berücksichtigt. Weiterhin wird der aktuelle Stand zur Berücksichtigung von Funden aus dem Umweltmonitoring in der Risikobewertung und Regulierung von Substanzen unter besonderer Berücksichtigung von PBT- und PBT-Verdachtsstoffen beschrieben. In Kap. 3 erfolgt eine Auswertung der in Kap. 2 zusammengestellten Rechercheergebnisse hinsichtlich der Möglichkeiten und bestehenden Defizite einer Nutzung von Monitoringdaten für die Stoffbewertung und -regulierung. Darauf aufbauend werden in Kap. 4 Empfehlungen für die zukünftige Gestaltung des Austausches zwischen den beiden Handlungsbereichen dargelegt. Im Rahmen von Kap. 5 wurden Ansätze entwickelt, um zu prüfen, inwieweit Monitoringdaten zum Beleg der Stoffeigenschaften Persistenz, Bioakkumulation und Ferntransportpotenzial genutzt werden können. Die Möglichkeiten, aber auch die derzeitigen Grenzen (insbesondere die geringe Verfügbarkeit nutzbarer Monitoringdaten), werden anhand von sechs Beispielstoffen dargestellt. Belege der Toxizität von Stoffen konnten aus den berücksichtigten Monitoringdaten nicht abgeleitet werden, da hierzu Informationen aus Effektmonitoringstudien bzw. -programmen erforderlich wären. Letztere waren jedoch nicht Untersuchungsgegenstand des Vorhabens. Kap. 6 beinhaltet Vorschläge für die Erweiterung eines Nachzulassungsmonitorings für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und die Implementierung eines Nachzulassungsmonitorings für Human- und Tierarzneimittel im Rahmen der Pharmakovigilanz.

Im Rahmen der in Kap. 1 beschriebenen Recherchen wurde eine nationale Fragebogenaktion bei den zuständigen Landesämtern sowie eine internationale Umfrage bei den verantwortlichen Behörden in fünf anderen EU-Mitgliedsstaaten zu den derzeit bestehenden Rückkopplungsprozessen zwischen der Stoffbewertung/-regulierung und dem Umweltmonitoring durchgeführt. Allen Interviewpartnerinnen und -partnern möchten wir an dieser Stelle herzlich für Ihre Teilnahme danken.

Im Zuge des Vorhabens wurde am 12./13. November 2013 der Workshop „Umweltmonitoring und Risikomanagement bedenklicher Stoffe: Wie können beide Seiten voneinander profitieren?“ im Umweltbundesamt in Dessau-Roßlau veranstaltet. Den Teilnehmerinnen und -teilnehmern gilt unser Dank für ihre Beiträge und Empfehlungen. Eine ausführliche Dokumentation des Workshops befindet sich in Anlage 10 dieses Berichtes.

Die Recherche der Umweltmonitoringprogramme erfolgte mit größtmöglicher Sorgfalt. Auf Grund der ständigen Weiterentwicklungen auf diesem Gebiet stellen die Untersuchungsergebnisse jedoch eine Momentaufnahme dar. Programme, die in keiner Form wie z.B. in Gestalt von Handbüchern, Berichten oder elektronischen Informationssystemen öffentlich einsehbar sind, konnten nicht berücksichtigt werden.

2 Allgemeiner Überblick zu Monitoringprogrammen und Darstellung der aktuellen Situation

Als erster Arbeitsschritt des F+E-Vorhabens wurde ein Überblick über die aktuelle Situation bzgl. der derzeit existierenden relevanten Monitoringprogramme und des Informationsaustausches zwischen dem Umweltmonitoring und der Stoffbewertung und –regulierung erstellt. Im folgenden Kapitel werden die im Rahmen der Recherche ermittelten relevanten Monitoringprogramme beschrieben. Weiterhin sind die Ergebnisse der nationalen und der internationalen Umfrage zum Thema Austausch zwischen Umweltmonitoring und Stoffbewertung und -regulierung, die im Zuge dieses Vorhabens durchgeführt wurden, dargestellt. Abschließend erfolgt ein Vergleich der analytischen Probenahme- und Analysenverfahren, die beim Umweltmonitoring und in den Testverfahren der Stoffbewertung angewandt werden.

2.1 Übersicht über bestehende chemische Monitoringprogramme in Deutschland

Im Rahmen des F+E-Vorhabens wurden die in Deutschland betriebenen chemischen Monitoringprogramme für Arzneimittel, Pflanzenschutzmittel, Industriechemikalien und Biozide mit dem Schwerpunkt auf PBT-Stoffe und PBT-Verdachtsstoffe ermittelt und dargestellt. Berücksichtigt werden hierbei auch vPvB-Stoffe und vPvB-Verdachtsstoffe. Die im Folgenden verwendete Bezeichnung PBT-(Verdachts-)Stoffe beinhaltet diese vier Begrifflichkeiten. Die Recherche und Darstellung umfasst die Umweltkompartimente Oberflächengewässer (Vorkommen der genannten Stoffe in der Wasserphase, in Schwebstoffen, Sedimenten und Biota) und Boden (Vorkommen im Boden und in terrestrischen Biota). Nicht berücksichtigt werden chemische Monitoringprogramme, in deren Rahmen ausschließlich anorganische Stoffe untersucht werden, Luftmessprogramme der Bundesländer und Effektmonitoringprogramme. Teilweise konnte bei der Recherche auf den Ergebnissen des F+E-Vorhabens „Entwicklung, Evaluierung und Abstimmung von Methoden und Indikatoren für ein Umweltmonitoring von Chemikalien in Deutschland zur Erfüllung der Anforderung der EU-Kommission nach einer Wirksamkeitsbewertung und Erfolgskontrolle unter REACH“ (FKZ 3710 63 404) aufgebaut werden.

In Deutschland werden die wesentlichen kontinuierlichen Monitoringprogramme in den Bereichen Oberflächengewässer und Boden von den Bundesländern betrieben. Auf Grund einer entsprechenden Bund-Länder-Vereinbarung (StA UIS 2009) haben sich die einzelnen Bundesländer als Träger der Monitoringprogramme verpflichtet, dem Umweltbundesamt die Messdaten zentral zur Verfügung zu stellen, während das UBA die Gesamtauswertung für die Berichterstattung gegenüber der EU wahrnimmt. Für den Bereich Oberflächengewässer erfolgt eine jährliche Berichterstattung gegenüber dem UBA. Die entsprechenden Einzeldaten werden für eine Liste berichtspflichtiger Parameter bzw. Stoffe übermittelt, die neben physikalischen Messgrößen, Nährstoff- und Schwermetallkonzentrationen die Konzentrationen verschiedener organischer Schadstoffe umfasst. Hierbei variiert die Liste der Stoffe – ausgerichtet an den regionalen Belastungen – von Bundesland zu Bundesland. Die vom UBA ermittelten Jahreskennzahlen wie Mittelwert, Minimum und Maximum werden an die Europäische Umweltagentur/European Environment Agency (EEA) weitergeleitet und von dieser im Internet veröffentlicht.

Weiterhin sind die meisten Bundesländer als Anrainer großer Fließgewässer in Deutschland (Rhein, Elbe, Weser, Ems, Donau und Oder[2]) in den gleichnamigen Flussgebietsgemeinschaften organisiert, die sich auf ein gemeinsames Messprogramm verständigen und eine entsprechende Berichterstattung pflegen. Insoweit große Fließgewässer das Gebiet mehrerer Staaten tangieren, bestehen internationale Kommissionen zum Schutz dieser Gewässer[3], die wie die deutschen Flussgebietsgemeinschaften ein gemeinsames Messprogramm vereinbart haben und über deren Ergebnisse berichten. Ausgeführt werden diese Messprogramme jedoch von den einzelnen beteiligten Bundesländern bzw. diese Messprogramme sind ein Bestandteil des landeseigenen Messprogramms.

Vor diesem Hintergrund lag der Schwerpunkt der Recherche zu den in Deutschland existierenden Monitoringprogrammen vorrangig auf den entsprechenden Aktivitäten der Bundesländer. Hierzu wurde eine umfassende Internetrecherche über veröffentlichte Berichte und Vorträge sowie öffentlich zugängliche elektronische Informationssysteme durchgeführt. Insofern sich aus den Ergebnissen dieser Recherche kein vollständiges, schlüssiges Bild des landeseigenen Monitoringprogramms ermitteln ließ, wurden die zuständigen Ansprechpartner in den Landesbehörden (s. Anlage 1) kontaktiert, die z.T. umfangreiche, nicht veröffentlichte Daten zur Verfügung stellten oder Auskünfte im Rahmen von Telefoninterviews gaben.

Weiterhin wurden – soweit erforderlich – öffentlich zugängliche Dokumente der Flussgebietsgemeinschaften, der Internationalen Flussgebietskommissionen und der EEA berücksichtigt. Neben dem Monitoring der limnischen Umwelt werden von den betroffenen Bundesländern auch die Küstengewässer von Nord- und Ostsee überwacht. Hierbei besteht eine Zusammenarbeit zwischen den betroffenen Bundesländern und dem Bund (s. Abschnitt 2.1.2).

Zur Übersicht über die in Deutschland betriebenen Monitoringprogramme für Böden liegt eine Studie vor, die im Auftrage des Umweltbundesamtes erstellt wurde (Kaufmann-Boll et al. 2012). Im Rahmen des vorliegenden Projektes werden die darin dargestellten Untersuchungsprogramme berücksichtigt, insoweit sie für das Monitoring von PBT-(Verdachts-) Stoffen relevant sind.

Weiterhin werden in Deutschland verschiedene Monitoringprogramme betrieben, die Untersuchungen mehrerer Umweltmedien umfassen. Hierzu gehören die Umweltprobenbank des Bundes, das Alpenmonitoring und ein Messprogramm der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie. Diese Programme wurden in der folgenden Darstellung ebenfalls berücksichtigt.

2.1.1 Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer

Das Oberflächengewässermonitoring wird auf europäischer Ebene durch die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EG 2000) geregelt, die u. a. durch die Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011) in deutsches Recht umgesetzt wurde. Danach ist die Untersuchung der

[2] Die Einrichtung der FGG Donau und der FGG Oder befinden sich derzeit in Vorbereitung (Stand 2014).

[3] IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, IKSE – Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, IKSMS – Internationale Kommission zum Schutz der Mosel und der Saar, IKSD – Internationale Kommission zum Schutz der Donau, IKSO – Internationale Kommission zum Schutz der Oder

sogenannten prioritären Stoffe (WRRL, Anhang X) und anderer Schadstoffe (WRRL, Anhang VIII) in Oberflächengewässern gesetzlich vorgeschrieben. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen stellen die Grundlage für die Beurteilung des chemischen Zustandes eines Gewässers dar. Durch eine 2013 verabschiedete Novelle der WRRL (EU 2013a) wurde die Auswahl der ursprünglich 33 prioritären Stoffe um zwölf weitere Substanzen ergänzt. Weiterhin sind die sogenannten flussgebietsspezifischen Stoffe (OGewV Anlage 5) in den Messprogrammen zu berücksichtigen. Die Belastung durch diese Stoffe wird neben anderen Kriterien zur Beurteilung des ökologischen Zustandes eines Gewässers herangezogen. Unter die zu untersuchenden Stoffe fällt auch eine Reihe von PBT-(Verdachts-)Stoffen.

Nach der WRRL sind drei Überwachungsarten zu unterscheiden. Die Überblicksüberwachung soll eine Bewertung des Gesamtzustands in jedem Einzugsgebiet oder Teileinzugsgebiet einer Flussgebietseinheit gewährleisten und u. a. Aufschluss über langfristige Veränderungen in einem Flussgebiet geben. Mit der operativen Überwachung erfolgt die Zustandsbewertung derjenigen Wasserkörper, die die Umweltziele möglicherweise nicht erreichen. Zu diesem Zweck haben die Bundesländer in Deutschland in den Oberflächengewässern insgesamt 7.820 Messstellen festgelegt – damit bildet die operative Überwachung den Schwerpunkt der Überwachung der Oberflächengewässer. Die Überwachung zu Ermittlungszwecken ist notwendig, wenn die Gründe für eine hohe Gewässerbelastung unbekannt sind, oder um das Ausmaß und die Auswirkungen von unbeabsichtigten Verschmutzungen festzustellen (Richter et al. 2010). Bedingt durch diese gesetzlichen Vorgaben wird in Deutschland ein intensives Oberflächengewässermonitoring bzgl. Messstellendichte, Messfrequenz und Stoffauswahl betrieben, das im Folgenden beschrieben wird.

Vorgehensweise

Die Darstellung der Monitoringprogramme für die einzelnen Bundesländer erfolgte differenziert nach den berücksichtigten Stoffregelungsbereichen für Arzneimittel, Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel und Biozide. Für jeden Regelungsbereich wurde eine Excel-Datei angelegt, hierin wurde für jedes Bundesland jeweils ein Arbeitsblatt erstellt (s. Anlage 2.1 bis 2.4). Monitoringprogramme, die Stoffe aus zwei oder mehreren Regelungsbereichen umfassen, wurden entsprechend mehrfach dargestellt, wobei jeweils die für die Regelungsbereiche relevanten Stoffe genannt werden. Jede Excel-Datei enthält als erstes Arbeitsblatt eine Übersicht über die Stoffe, die in den einzelnen Ländern gemessen wurden. Soweit nicht anders vermerkt, sind die kontinuierlichen derzeit laufenden Monitoringprogramme auf dem Arbeitsstand des Jahres 2010 dargestellt. Für aktuelle Messprogramme wurden – soweit diese verfügbar waren – Bestimmungsgrenzen angegeben. Soweit nicht anders vermerkt, wurde jeweils die niedrigste Bestimmungsgrenze des Messprogramms für den jeweiligen Stoff angegeben. Ein gemeinsames Quellenverzeichnis für die Anlagen 2.1 bis 2.4 befindet sich in Anlage 2.5.

Für die Stoffgruppe Arzneimittel wurde eine vollständige Darstellung mit Nennung der untersuchten Gewässer und Kompartimente, Messfrequenzen und –zeiträume sowie Bestimmungsgrenzen erarbeitet. Hierbei wurden alle Arzneimittelwirkstoffe berücksichtigt, die in dem jeweiligen Messprogramm untersucht werden. Zusätzlich wurden die wesentlichen Messergebnisse dargestellt. Hieraus wird ersichtlich, inwieweit ein Wirkstoff bzgl. seines Vorkommens in der Umwelt relevant ist. Eine derartige Darstellung der von öffentlichen Trägern betriebenen Messprogramme für Arzneimittel in Oberflächengewässern liegt u. W.

bislang nicht vor. Eine Studie von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln, die 2010 im Auftrage des Umweltbundesamtes erstellt wurde, ist im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit auf zeitlich begrenzte Untersuchungen im Rahmen wissenschaftlicher Forschungsprojekte fokussiert (Bergmann et al. 2011). Zudem erfolgte die Darstellung der Ergebnisse an Hand der gemessenen maximalen Umweltkonzentrationen, die zu einer Überschätzung der Umweltrelevanz eines Wirkstoffes führen kann. Da der Eintrag vor allem von Humanarzneimitteln keinen wesentlichen zeitlichen Schwankungen unterliegt, bieten Kennzahlen zur Langzeitbelastung (wie z.B. Jahresmittelwerte) realistischere Hinweise auf das Vorkommen eines Wirkstoffes in der Umwelt. In der hier vorliegenden Arbeit wurden daher Jahresmittelwerte (falls diese nicht verfügbar waren, Medianwerte) und zur Vervollständigung (Jahres)maximalwerte dargestellt.

Da sich die Messprogramme für Pflanzenschutzmittel und Industriechemikalien auf Grund der großen Anzahl untersuchter Stoffe und Gewässer als sehr umfangreich erwiesen, wurde eine vollständige Darstellung für einige Bundesländer, die über eine umfangreiche Dokumentation verfügen, exemplarisch erstellt. Für die Stoffgruppe Pflanzenschutzmittel wurde eine vollständige Darstellung des Messprogramms mit Nennung der untersuchten Gewässer und Kompartimente, Messfrequenzen und –zeiträume sowie Bestimmungsgrenzen für die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Sachsen erarbeitet. Auf Grund der Datenlage wurde für das aktuelle kontinuierliche Messprogramm des Landes Rheinland-Pfalz jedoch nur eine Kurzfassung erstellt. Für die Stoffgruppe Industriechemikalien wurden die Messprogramme der Länder Mecklenburg-Vorpommern (ausschließlich des aktuellen kontinuierlichen Messprogramms), Niedersachsen und Sachsen vollständig dargestellt. Da hierdurch umfangreiche Daten und Informationen zusammengestellt wurden, die für das vorliegende Projektziel, die besondere Berücksichtigung von PBT-Stoffen, nicht von Bedeutung sind, wurden die Messprogramme der verbleibenden Bundesländer in Absprache mit dem UBA an Hand einer Kurzfassung dargestellt, in der lediglich eine Auswahl von PBT-(Verdachts-)Stoffen berücksichtigt werden. Zudem wird statt einer Aufzählung aller Gewässer die Anzahl der Messstellen mit exemplarischer Nennung größerer Gewässer angegeben. Bzgl. der Auswahl der zu betrachtenden PBT-(Verdachts-) Stoffe wurde jeweils eine vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellte Stoffliste berücksichtigt, die durch die im Rahmen der Stockholm-Konvention vereinbarte Stoffliste ergänzt wurde. Für die Gruppe der Industriechemikalien wurden zudem die Stoffe ausgewählt, die auf Grund ihrer PBT-Eigenschaften Bestandteil der Kandidatenliste besonders besorgniserregender Stoffe zur Aufnahme in Anhang IV, REACH-Verordnung sind (Stand: 20.06.2011) oder die bereits in Anhang IV aufgenommen wurden (Stand 24.02.2011, EU 2011a, EU 2011b). In Tab. 1 und Tab. 2 sind die im Rahmen der durchgeführten Recherche berücksichtigten Industriechemikalien und Pflanzenschutzmittel aufgelistet.

Tab. 1 Liste der im Rahmen der Recherche berücksichtigten Industriechemikalien (Stand 28.06.2012).

Stoff	CAS-Nummer	Kommentare
Pyren	129-00-0	Auch Nebenprodukt aus Verbrennungs-prozessen
Benzo(a)pyren	200-028-5	Prioritärer Stoff nach WRRL
Octamethyltrisiloxan (MDM)	107-51-7	

Stoff	CAS-Nummer	Kommentare
(3,3,5-trimethylcyclohexylidene)bis (1,1-dimethylethyl)peroxid	6731-36-8	
Hexamethyldisiloxan	107-46-0	
1,4-Benzenediamin, N,N' gemischte Phenyl- und Tolylderivate (BENDAT)	68953-84-4	
N-Phenyl-1-naphthalinamin (PAN)	90-30-2	
Triclosan	3380-34-5	Zusätzlich relevant für Monitoring-programme: Transformationsprodukt Methyl-Triclosan
2,4-Di-tert-butyl-6-(5-chlorbenzotriazol-2-yl)phenol [UV-327]	3864-99-1	
2-Benzotriazol-2-yl-4,6-di-tert-butylphenol [UV-320]	3846-71-7	
2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4-(tert-butyl)-6-(sec-butyl)phenol [UV-350]	36437-37-3	
Hexabromcyclododecan (HBCDD) und Diastereomere:		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A seit 2013 (s.u.)
1,3,5, 7,9,11-Hexabromcyclododecan	25637-99-4	REACH, Anhang XIV (PBT-Stoff) (s.u.) Neuer prioritärer Stoff nach WRRL
1,2,5,6,9,10-Hexabromcyclododecan	3194-55-6	REACH, Anhang XIV (PBT-Stoff) (s.u.) Neuer prioritärer Stoff nach WRRL
Moschusxylol (5-tert-butyl-2,4,6-trinitro-m-xylene)	81-15-2	REACH, Anhang XIV (vPvB-Stoff) (s.u.)
Perfluorbutansäure PFBA	375-22-4	
Perfluorpentansäure PFPeA	2706-90-3	
Perfluorhexansäure PFHxA	307-24-4	
Perfluorheptansäure PFHpA	375-85-9	
Perfluoroctansäure PFOA	335-67-1	Kandidatenstoff zur Aufnahme in REACH, Anhang XIV seit 2013 (Stand 06.12.2013) (s.u.)
Perfluornonansäure PFNA	375-95-1	
Perfluordecansäure PFDA	335-76-2	
Perfluorbutansulfonsäure PFBS	375-73-5	
Perfluorhexansulfonsäure PFHxS	355-46-4	
Perfluoroctansulfonsäure PFOS	1763-23-1	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang B (s.u.) REACH, Anhang XIV (PBT-Stoff) (s.u.) Neuer prioritärer Stoff nach WRRL
POP nach Stockholm-Konvention[1)]		
Hexachlorbenzol		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A und C

Stoff	CAS-Nummer	Kommentare
PCB		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang C
Hexabrombiphenyl	36355-01-8	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
Hexabrombiphenylether und Heptabromdiphenylether	68631-49-2 207122-15-4 446255-22-7 207122-16-5	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
Pentachlorbenzol	608-93-5	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A und C
Perfluoroctansulfonsäure, deren Salze und Perfluoroctansulfonylfluoride	1763-23-1 307-35-7	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang B
Tetrabromdiphenylether und Pentabromdiphenylether	5436-43-1 60348-60-9	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
Hexabromcyclododecan (HBCDD)		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A seit 2013
Zulassungspflichtige Stoffe nach REACH, Anhang XIV		
Moschusxylol (5-tert-butyl-2,4,6-trinitro-m-xylene)	81-15-2	vPvB-Stoff
1,3,5, 7,9,11-Hexabromcyclododecan	25637-99-4	PBT-Stoff
1,2,5,6,9,10-Hexabromcyclododecan	3194-55-6	PBT-Stoff
alpha-Hexabromcyclododecan	134237-50-6	PBT-Stoff
beta-Hexabromcyclododecan	134237-51-7	PBT-Stoff
gamma-Hexabromcyclododecan	134237-52-8	PBT-Stoff
Kandidatenliste der ECHA		
Perfluoroctansäure PFOA	335-67-1	PBT-Stoff
Chlorierte Alkane (C10-13)	85535-84-8	PBT-, vPvB-Stoff Prioritärer Stoff nach WRRL
Anthracen	120-12-7	PBT-, vPvB-Stoff Prioritärer Stoff nach WRRL
Bis(tributylzinn)oxid (TBTO)	56-35-9	PBT-Stoff Relevant für Monitoringprogramme: Hydrolyseprodukte Butylzinn-Verbindungen Tributylzinn: Prioritärer Stoff nach WRRL

Erläuterungen: 1) Anhang A: Elimination, Anhang B: Restriction, Anhang C: Unintentional production

Tab. 2 Liste der im Rahmen de der Recherche berücksichtigten Pflanzenschutzmittel (teilweise auch als Biozide zugelassen) (Stand 02.07.2012).

Stoff	CAS-Nummer	Kommentare
Aclonifen		Herbizid neuer prioritärer Stoff nach WRRL
Bifenthrin		Arkarizid, Insektizid
Esfenvalerat		Insektizid
Metaflumizon		Insektizid
Pendimethalin		Herbizid neuer prioritärer Stoff nach WRRL
Quinoxyfen		Fungizid
Aldrin		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
Chlordan		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
DDT		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang B
Dieldrin		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
Endrin		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
Heptachlor		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A Zusätzlich relevant für Monitoringprogramme: Transformationsprodukt Heptachlorepoxid Beide: Neue prioritäre Stoffe nach WRRL
Hexachlorbenzol		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A und C
Mirex		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
Toxaphen		POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
Chlordecon	143-50-0	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
techn. Endosulfan: (alpha-, beta-Endosulfan)	959-98-8 und 33213-65-9	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
alpha-Hexachlorcylohexan	319-84-6	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
beta-Hexachlorcylohexan	319-85-7	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
gamma-Hexachlorcylohexan (Lindan)	58-89-9	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A
Pentachlorbenzol	608-93-5	POP nach Stockholm-Konvention, Anhang A und C

Eine ausführliche Übersicht der in Deutschland existierenden Biozidmonitoringprogramme wurde im Rahmen des F+E-Vorhabens „Vorbereitung eines Monitoring-Konzepts für Biozide in der Umwelt“ (FKZ: 360 04 036) erarbeitet (Rüdel & Knopf 2012). Aus diesem Grund wurde auf eine vollständige Darstellung aller untersuchten Biozide im Rahmen des vorliegenden Projektes verzichtet und lediglich eine Auswahl projektrelevanter Biozide berücksichtigt. Aus einer vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellten Stoffliste wurden die Biozidwirkstoffe ausgewählt, die als PBT-Stoffe eingeschätzt worden waren oder zwei PBT-Eigenschaften besitzen.

Tab. 3 beinhaltet eine Liste der ausgewählten Biozidwirkstoffe, die im Rahmen der durchgeführten Recherchen berücksichtigt wurden.

Tab. 3 Liste der im Rahmen des Projektes betrachteten Biozide (teilweise auch als Pflanzenschutzmittel zugelassen) (Stand 04.07.2012).

Stoff	CAS	Eigenschaften[1)]			Kommentare
		P	B	T	
Brodifacoum	56073-10-0	x	x	x	
Bromadiolone	28772-56-7	x	x	x	
Kreosot[2)]	8001-58-9	x	x	x	
Difenacoum	56073-07-5	x	x	x	
Difethialon	104653-34-1	x	x	x	
Flocoumafen	90035-08-8	x	x	x	
Flufenoxuron	101463-69-8	x	x	x	
Hexaflumuron	86479-06-3	x	x	x	
Abamectin	71751-41-2	x		x	
Bifenthrin	82657-04-3	x		x	
Chloralose	15879-93-3	x		x	
Chlorfenapyr	122453-73-0	x	(x)	x	
Chlorphacinon	3691-35-8	x		x	
Clothianidin	210880-92-5	x		x	
Kupfer-Pyrithion	14915-37-8	x		x	Organischer Rest ist relevant
Cybutryn / Irgarol	28159-98-0	x		x	Neuer prioritärer Stoff nach WRRL
Cyfluthrin	68359-37-5	x		x	
Cypermethrin	52315-07-8		(x)	x	ggf. vB neuer prioritärer Stoff nach WRRL
d-Phenothrin	188023-86-1		x	x	
D-Allethrin	584-79-2		(x)	(x)	Bewertung der Persistenz noch nicht abgeschlossen
d-trans-Allethrin	260359-57-7	(x)	x	x	
Etofenprox	80844-07-1		x	x	
Fenpropimorph	67564-91-4	x		x	
Fipronil	120068-37-3	x		x	
Imidacloprid	138261-41-3	x		x	
lambda-Cyhalothrin	91465-08-6		x	x	vB, Persistenz ist noch nicht abgeklärt
Metofluthrin	240494-70-6	(x)		(x)	Bewertung der Persistenz noch nicht abgeschlossen
Spinosad	168316-95-8	x		x	

Stoff	CAS	Eigenschaften[1)]			Kommentare
		P	B	T	
Tetramethrin	7696-12-0	(x)	(x)	x	Bioakkumulierbarkeit und Persistenz sind noch nicht abgeklärt

Erläuterung: 1) Legende: (x) Verdacht auf P-,B- bzw. T-Eigenschaft; 2) enthält u.a. Anthracene, Phenanthren, Pyren und Dibenzofuran

Zusätzlich zu den oben genannten Monitoringprogrammen wurde das Daten- und Informationsangebot der Umweltprobenbank erfasst und in einer Excel-Datei dargestellt (s. Anlage 2.6). Hierbei wurde für die Umweltbereiche marin, limnisch und terrestrisch jeweils ein eigenes Arbeitsblatt erstellt. Die Datei gibt eine Übersicht über die im Archiv der Umweltprobenbank gelagerten Proben, die für retrospektive Untersuchungen zur Verfügung stehen. Umfangreiche Informationen einschließlich Analysenergebnisse zum Monitoringprogramm der Umweltprobenbank sind unter www.umweltprobenbank.de abrufbar.

Rechercheergebnisse zum Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer

Wie die durchgeführte Recherche ergab, unterscheiden sich die Messprogramme der Bundesländer z.T. deutlich bzgl. ihres Umfangs, der Auswahl der untersuchten Stoffe und der Art der Dokumentation und Veröffentlichung von Ergebnissen. Für das Bundesland Bremen konnten nur in geringem Umfang Informationen zum Monitoring organischer Schadstoffe ermittelt werden. Die Durchführung der Messungen erfolgt durch das Land Niedersachsen. Eine Berichterstattung zu den Ergebnissen ist nicht öffentlich zugänglich. Elf der 16 Bundesländer veröffentlichen die Ergebnisse ihrer Messprogramme für organische Schadstoffe vollständig oder auszugsweise: Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein, Saarland, Sachsen und Sachsen-Anhalt. Ein durch das Internet öffentlich zugängliches elektronisches Informationssystem, mit dessen Hilfe Daten zu einzelnen Stoffen und Messstationen gezielt abgefragt werden können, bieten Baden-Württemberg (Jahresdaten-katalog), Nordrhein-Westfalen (Wasserinformationssystem ELWAS), Sachsen (Gewässergüte-daten) und Sachsen-Anhalt (Monitoringergebnisse). Während die Informationssysteme in Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg und Sachsen-Anhalt neben den einzelnen Messdaten auch jährliche Auswertungen in Form von Jahresmittelwerten, Jahresperzentilwerten etc. enthalten, werden im Informationssystem des Landes Sachsen ausschließlich Einzeldaten dargestellt. Auf Grund der Flexibilität elektronischer Informationssysteme ist eine zeitnahe Aktualisierung realisierbar, eine Bewertung der abgefragten Daten ist jedoch dem Nutzer selbst überlassen. Für die Länder Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Schleswig-Holstein und Sachsen sind Berichte jeweils über bestimmte Messzeiträume oder Sondermessprogramme verfügbar, die größtenteils über das Internet zugänglich sind oder als Printversion bestellt werden können. Schleswig-Holstein veröffentlicht einen jährlichen Messbericht (aktueller Band Messjahr 2007). Schriftliche Berichte bieten die Möglichkeit, Kommentare und Bewertungen von Messergebnissen zu vermitteln, werfen jedoch das Problem der Aktualisierung auf, da solche Berichte meist nicht jährlich und i.d.R mit einer mehrjährigen zeitlichen Verzögerung erscheinen. Häufig sind jedoch vor allem neuere Messergebnisse von Interesse. Zudem sind der Erstellung von ausführlichen Berichten in stärkerem Maße Grenzen durch das finanzielle und personelle Budget gesetzt. Zur Schließung von Kenntnislücken, die nach Sichtung der landeseigenen Berichterstattung verblieben,

wurden daher die Daten und Informationen genutzt, die die in 14 Bundesländern kontaktierten Ansprechpartner übermittelten (s.o. sowie Anlage 1).

Weitere Informationen können über die Informationsportale der Flussgebietsgemeinschaften und der Internationalen Flussgebietskommissionen gewonnen werden. So bieten die Flussgebietsgemeinschaften (FGG) Elbe und Rhein sowie die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) jeweils ein eigenes durch das Internet öffentlich zugängliches elektronisches Informationssystem, durch das die Messergebnisse der zum Messprogramm gehörenden Stationen abgerufen werden können. Das Internetinformationsforum der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) präsentiert jährliche Messprogramme und Ergebnistabellen. Im Internetinformationssystem der FGG Weser werden Messdaten für organische Schadstoffe, jedoch keine Jahreskenndaten bis zum Jahr 2006 bereit gestellt. Eine Einschränkung besteht dahin gehend, dass die dargestellten Kenngrößen und Messstellen jeweils auf das Messprogramm der entsprechenden Körperschaft begrenzt sind, d.h. nicht alle Daten, die von den Bundesländern gemessen werden, werden an die betreffenden Flussgebietsgemeinschaften und Internationalen Kommissionen weitergeleitet.

Auf Grund der Bund-Länder-Vereinbarung werden von den Ländern Einzeldaten ihrer Überblicksmessstellen an das Umweltbundesamt übersandt. Eine ausführliche Darstellung der daraus ermittelten Jahreskennzahlen befindet sich auf der Internetseite Waterbase der European Environment Agency (derzeit letzte Aktualisierung Oktober 2013). Die Berichterstattung der EEA bietet die Möglichkeit, einen Einblick in die Monitoringprogramme der Bundesländer zu gewinnen, die keine landeseigene öffentlich zugängliche Berichterstattung erstellen. Die Auswahl der dargestellten Stoffe und Umweltkompartimente ist jedoch auf die Berichtspflichten der Bund-Länder-Vereinbarung begrenzt und bildet das Messprogramm eines Landes nur unvollständig ab. Beispielsweise wird vom Land Niedersachsen eine große Anzahl organischer Schadstoffe im kontinuierlichen Messprogramm untersucht, keiner dieser Stoffe findet jedoch Berücksichtigung in der Berichterstattung der EEA.

Neben den Bundesländern werden von den Arbeitsgemeinschaften der Wasserverbände am Rhein (Rheinabschnitt Nordrhein-Westfalen) und an der Elbe (AWE – Arbeitsgemeinschaft der Wasserversorger im Einzugsgebiet der Elbe) eigene Messprogramme mit dem Ziel der Sicherung der Trinkwasserqualität betrieben. Deren Ergebnisse, die z.T. in Jahresberichten veröffentlicht werden, fließen jedoch nicht in die Monitoringberichte der Bundesländer ein.

Neben den Messprogrammen für organische Schadstoffe in der Wasserphase, in Schwebstoffen und Sedimenten stellen Monitoringprogramme für Biota eine wichtige Informationsquelle bzgl. des Vorkommens der betrachteten PBT-(Verdachts-)Stoffe in der Umwelt dar. In zwölf Bundesländern werden entweder im Rahmen von Projekten oder im Zuge des kontinuierlichen Messprogramms Biota (Wildfisch und/oder Muscheln) untersucht. 2010 wurde unter der Federführung des Institutes für Fische und Fischereierzeugnisse Cuxhaven (LAVES) ein bundesweites Wildfischmonitoring durchgeführt. Außer der niedersächsischen Behörde beteiligten sich an dem Programm Lebensmitteluntersuchungsämter der Länder Baden-Württemberg (CVUA Freiburg), Bayern (LGL Oberschleißheim), Berlin/Brandenburg (LLBB - Landeslabor Berlin-Brandenburg), Mecklenburg-Vorpommern (LALLF Rostock), Nordrhein-Westfalen (CVUA-MEL Münster), Rheinland-Pfalz (LUA Speyer) und Schleswig-Holstein (LSH Neumünster). Untersucht wurden u.a. die Konzentrationen von Dioxinen und PCB, von chlorhaltigen Pflanzenschutzmitteln und von perfluorierten Tensiden in 17 Fischarten. Den

teilnehmenden Laboren wurde die zusätzliche Untersuchung von polybromierten Diphenylethern, Moschusverbindungen, zinnorganischen und weiteren perfluorierten Verbindungen freigestellt (BVL 2011). In Berlin, Brandenburg, Bremen und Hamburg wurden von diesem bundesweiten Monitoringprogramm abgesehen keine weiteren Untersuchungen von organischen Schadstoffen in Biota durchgeführt.

Ein grenzüberschreitendes Monitoring organischer Schadstoffe (PCB, Dioxine und Furane) mit zeitgleicher Untersuchung von Schwebstoffen und Wildfischen wurde 2004 von der IKSMS im Einzugsgebiet von Mosel und Saar initiiert (Krauß-Kalweit 2005). Die Probenahmeorte lagen im Gebiet der Bundesländer Rheinland-Pfalz und Saarland sowie der Mosel-Anrainerstaaten Frankreich und Luxemburg. 2010/2011 führte das Saarland diesen Ansatz im Rahmen eines landeseigenen Programms zur Untersuchung der PCB-Belastung im Einzugsgebiet der Saar fort (Haybach et al. 2011). Im Rahmen eines umfassenden Monitorings zur Ermittlung der Umweltbelastung durch perfluorierte Tenside in verschiedenen Kompartimenten wurden in Nordrhein-Westfalen 2008 an zwölf Messstellungen zeitgleich Untersuchungen von Wasser- und Biotaproben durchgeführt (Ahrenholz et al. 2011) (zu Einzelheiten s. Abschnitt 5.2.2).

Von 1995 bis 2010 wurde in Sachsen-Anhalt in Ergänzung zum Fischmonitoring ein Wildmonitoringprogramm betrieben. Untersucht wurde hierbei die Belastung von Reh- und Schwarzwild in der Muldeaue durch HCH-Isomere, DDT_{gesamt} und PCB. Anlass des Untersuchungsprogramms war die Überschreitung der entsprechenden Höchstmengen nach Lebensmittelrecht (Voigt 2011).

Rechercheergebnisse Arzneimittel-Monitoringprogramme:

In fünfzehn Bundesländern werden Arzneimittel in Oberflächengewässern untersucht. Für das Land Schleswig-Holstein liegen Informationen zum Messprogramm, jedoch keine verwertbaren Messergebnisse für Arzneimittel vor. Eine detallierte Übersicht über die Messprogramme der Bundesländer und die wichtigsten Messergebnisse ist in Anlage 2.1 dargestellt.

Nahezu alle Monitoringprogramme umfassten bzw. umfassen Untersuchungen der Wasserphase, obwohl hierzu bisher keine gesetzliche Verpflichtung besteht. Keine Untersuchungen liegen zum Vorkommen von Arzneimitteln in Sedimenten vor. Im Einzelfall wurden Biota untersucht. In den Monitoringprogrammen wurde nicht zwischen Human- und Tierarzneimitteln differenziert. Teilweise wurden Arzneimittel, die auch nach anderen Stoffregelungsbereichen zugelassen sind, im Rahmen des Monitorings anderer Stoffgruppen untersucht. Beispielsweise werden Deltamethrin und Permethrin im Rahmen des bayerischen Pflanzenschutzmittelmonitorings berücksichtigt. Mehrere Arzneimittelwirkstoffe wurden in einem niedersächsischen Sondermessprogramm zur Untersuchung von Fischen auf Pflanzenschutzmittel erfasst.

Insgesamt wird ein breites Stoffspektrum gemessen. Einige Arzneimittelwirkstoffe kommen in den Monitoringprogrammen sehr häufig vor. Bezafibrat, Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen, Iopamidol, Ketoprofen, Phenanzon und Sulfamethoxazol wurden bzw. werden in mindestens zehn Bundesländern gemessen. Ein großer Teil des restlichen Kenngrößenspektrums variiert von Bundesland zu Bundesland. Eine Abstimmung zwischen den Trägern der verschiedenen Monitoringprogramme ist nicht erkennbar.

In acht Bundesländern werden landesweite Monitoringprogramme unter Erfassung einer möglichst großen Zahl von Oberflächengewässern unter Berücksichtigung eines umfangreichen

Stoffspektrums durchgeführt – zumeist über einen begrenzten Zeitraum bzw. im Rahmen von Projekten. Teilweise werden die Messorte von Jahr zu Jahr geändert, um einen landesweiten Überblick über die Belastung zu erhalten (z.B. in Sachsen-Anhalt). In NRW und Sachsen werden diese landesweiten Untersuchungen über einen langjährigen Zeitraum mit einer großen Anzahl von Kenngrößen regelmäßig durchgeführt.

Die Zahl der Ergebnisberichte über Monitoringprogramme ist abnehmend. Es ist der Trend zu verzeichnen, dass die Messprogramme immer umfangreicher werden, ihre Ergebnisse jedoch seltener dokumentiert und in Berichten öffentlich zugänglich gemacht werden. Eine Alternative zu den schriftlich ausgearbeiteten Berichten stellen elektronische Informationssysteme im Internet dar (s.o.).

Die Art der Darstellung von Messprogrammen und -ergebnissen ist von Bundesland zu Bundesland sehr unterschiedlich. Dies erschwert den Überblick über die Monitoringprogramme in den verschiedenen Bundesländern.

Häufig sind bei Monitoringprogrammen, die ein großes Stoffspektrum umfassen, auffallend viele negative Befunde bzw. Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) zu verzeichnen.

Die BG variieren beträchtlich - zum einen zeitlich, d.h. zumeist konnten im Laufe der Jahre BG durch eine verbesserte Analysentechnik gesenkt werden. Zum anderen ist die Höhe der BG von Träger zu Träger eines Monitoringprogramms sehr unterschiedlich (Beispiel 17-alpha-Ethinylestradiol: aktuelle BG NRW = 0,1 µg/L, Sachsen 0,01 µg/L, Sachsen-Anhalt 0,0002 µg/L).

Die BG liegen z.T. über den entsprechenden Umweltqualitätsnormen (Beispiel 17-alpha-Ethinylestradiol: UQN-Vorschlag = 0,000035 µg/L, BG s.o.). In diesen Fällen sind negative Befunde kein Hinweis darauf, dass keine Belastung vorliegt.

Bisher wurde lediglich in zwei Bundesländern ein Biotamonitoring von Arzneimitteln durchgeführt (Sondermessprogramme Niedersachsen 2006 und 2007/2008, Steffen 2009, sowie Untersuchungen zu den „Belastungen von Fischen mit verschiedenen Umweltchemikalien in Hessischen Fließgewässern“ 1999, HLUG 2011). Das Land Hessen hat die BfG mit einem Monitoringprojekt beauftragt, dessen Ergebnisse noch nicht veröffentlicht sind (Monitoring von Antivirenmitteln und Antidepressiva in hessischen Oberflächengewässern). Im Zuge eines Projektes „Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt“ wurde in Baden-Württemberg 2001 auch die Belastung durch Arzneimittel von mit Klärschlamm bzw. Putenmist beaufschlagten Böden untersucht (Brauch et al. 2002). Ähnliche Projekte aus anderen Bundesländern, über die öffentlich zugängliche Informationen vorliegen, konnten im Zuge der Recherche nicht ermittelt werden.

<u>Rechercheergebnisse Monitoringprogramme von Industriechemikalien:</u>

Industriechemikalien (mit PBT-Eigenschaften) werden von fünfzehn Bundesländern untersucht. Ein detaillierter Überblick über die Messprogramme der Bundesländer befindet sich in Anlage 2.2. Neben dem kontinuierlichen Monitoring wurden in den letzten zehn Jahren zahlreiche Sondermessprogramme mit einer gezielten Stoffauswahl und häufig mit einer großen Anzahl an Messstellen durchgeführt. Außer Fließgewässern werden auch Stand- und Küstengewässer auf das Vorkommen von Industriechemikalien untersucht. Auf Grund der gesetzlichen Regelungen für das Monitoring dieser Stoffgruppe (WRRL, OGewV) ist die Auswahl der untersuchten Stoffe relativ einheitlich. Polybromierte Verbindungen, PAK (Anthracen, Benz(a)pyren) zinnorganische Verbindungen und PCB werden in fast allen Bundesländern

mehrjährig untersucht. Pyren wird in neun Ländern mehrjährig gemessen. Perfluorierte Verbindungen werden in neun Ländern, chlorierte Alkane (C10-13) in acht Ländern, Moschusxylol in sechs Ländern und Triclosan in fünf Ländern im Rahmen des Monitorings berücksichtigt. Hexamethyl-Disiloxan und Octamethyl-Trisiloxan wurde bislang nur im Rahmen eines kürzeren Messprogramms in Hessen untersucht. Häufig werden schwerlösliche Verbindungen wie PAK, PCB und zinnorganische Verbindungen nicht nur in der Wasserphase, sondern auch in Schwebstoffen und Sedimenten untersucht. In elf Ländern werden bzw. wurden Untersuchungen in Biota entweder im Rahmen des kontinuierlichen Monitorings oder im Rahmen von Sondermessungen durchgeführt. Beprobt werden (Speise-)Fische und häufig auch Muscheln. Das Fischmonitoring im Binnengewässerbereich erfolgte in dem meisten Fällen mit dem Ziel der Lebensmittelüberwachung.

Auffällig ist, dass mit Ausnahme von HBCDD insbesondere Stoffe, die durch die Stockholm-Konvention als POP bewertet wurden und deren Produktion, Vertrieb und Anwendung global bereits untersagt bzw. stark eingeschränkt sind, Bestandteil aller bzw. der Mehrzahl der Monitoringprogramme sind (Hexachlorbenzol, Pentachlorbenzol, PCB, Hexabromobiphenyl, bromierte Biphenylether, Perfluoroctansulfonsäure und Perfluoroctansulfonylfluorid). Untersuchungen dieser Stoffe zur Beobachtung von Belastungstrends sind auf Grund der Persistenz dieser Verbindungen sinnvoll, sofern weiterhin positive Befunde vorliegen. Die Monitoringergebnisse für diese Stoffe bieten jedoch keinen Informationsgewinn für die Bewertung und Regulierung derzeit zugelassener Stoffe.

Weiterhin werden PBT-Stoffe, die bereits im Zuge der REACH-Verordnung reguliert sind oder dessen Regulierung vorbereitet wird, in den Monitoringprogrammen berücksichtigt. Hierzu gehören Moschusxylol (zulassungspflichtiger Stoff nach REACH, Anhang XIV) und die Kandidatenstoffe zur Aufnahme in Anhang XIV der REACH-Verordnung: chlorierte Alkane (C10–13), Anthracen und Bis(tributylzinn)oxid (bei letzterem Untersuchung der Hydrolyse-produkte).

Folgende Stoffe, die im Rahmen der vorliegenden Recherche auf Grund ihrer potentiellen PBT-Eigenschaften in besonderem Maße berücksichtigt wurden, konnten in keinem der ausgewerteten Monitoringprogramme gefunden werden (Stand 2010):

- (3,3,5-Trimethylcyclohexyliden)bis (1,1-dimethylethyl)peroxid
- 1,4-Benzoldiamin, N,N' – Tolyl- und Phenylderivate (BENDAT)
- N-Phenyl-1-Naphthalinamin (PAN)
- UV 327
- UV 320
- UV 350
- Hexabromcyclododecan (HBCDD).

Bei HBCDD handelt es sich um einen zulassungspflichtigen Stoff nach Anhang XIV, REACH-Verordnung. Seit 2013 zählt HBCDD zu den POPs nach Anhang A (Elimination) der Stockholm-Konvention. Seit dem Messjahr 2012 wird der Stoff im Messprogramm des Landes Sachsen berücksichtigt. Für frühere Jahre liegen für HBCDD Daten zu Biotaproben aus der Umweltprobenbank vor. Da HBCDD derzeit noch – wenn auch in geringen Mengen - in die Umwelt eingetragen wird, ist eine zumindest probeweise Berücksichtigung dieser Verbindung

im Rahmen weiterer Monitoringprogramme geboten, um mehr Informationen über das Vorkommen in der Umwelt zu erhalten.

Die oben genannten Stoffe, die derzeit zugelassen sind und in die Umwelt gelangen, jedoch bisher nicht im Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer berücksichtigt werden, sollten ebenfalls zumindest für ein erstes Screening in die Messprogramme aufgenommen werden.

Rechercheergebnisse Monitoringprogramme von Pflanzenschutzmitteln:

Von fünfzehn Bundesländern wird das Vorkommen von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in Oberflächengewässern untersucht (zur detaillierten Darstellung der Messprogramme s. Anlage 2.3). Neben Fließgewässern werden hierbei in einigen Bundesländern auch Standgewässer erfasst. In den Küstenanrainerländern Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein werden Pflanzenschutzmittel auch im Rahmen des Küstengewässermonitorings berücksichtigt. Über das PSM-Messprogramm für niedersächsische Küstengewässer liegen jedoch keine Angaben zur Stoffauswahl vor. Persistente Pflanzenschutzmittel wie Aldrin, DDT und dessen Metabolite, HCH-Isomere und Hexachlorbenzol werden häufig – neben den Messungen in der Wasserphase – auch in Schwebstoffen und Sedimenten untersucht. In acht Bundesländern werden - teilweise im Rahmen von Sondermessprogrammen - Pflanzenschutzmittel in Biota (Fische und/oder Muscheln) aus Fließgewässern sowie teilweise auch aus Stand- und Küstengewässern untersucht. Das Fischmonitoring in Binnengewässern wird meist mit dem Ziel der Lebensmittelüberwachung durchgeführt, während das Biotamonitoring in Küstengewässern Kenntnisse über die Belastung der marinen Umwelt durch Einträge von persistenten Pflanzenschutzmitteln erbringen soll.

Wie bei den Industriechemikalien ist die Auswahl der in den Messprogrammen der Länder untersuchten Pflanzenschutzmittel relativ einheitlich. Für die Mehrzahl der Pflanzenschutzmittel, die zu den POPs nach der Stockholm-Konvention gehören und deren Herstellung und Anwendung global untersagt bzw. stark eingeschränkt ist, ist die Berücksichtigung im Rahmen der Messprogramme gesetzlich geregelt (WRRL, OGewV). Hierzu gehören Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordan, DDT und dessen Metabolite, Endosulfan, HCH-Isomere, Penta- und Hexachlorbenzol sowie Heptachlor. Diese Stoffe werden in allen bzw. fast allen Ländern untersucht. Künftige Untersuchungen sind sinnvoll, soweit sie Kenntnisse über Belastungstrends erbringen, bieten jedoch keine Informationen für die Stoffregulierung. Chlordecon und Toxaphen, die ebenfalls zu den POPs nach der Stockholm-Konvention gehören, wurden nur in einem Bundesland (Niedersachsen) untersucht. Toxaphen war Bestandteil eines landesweiten Sondermessprogramms zur Belastung von Oberflächengewässern durch verschiedene organische Stoffe. Chlordecon wurde im Rahmen eines niedersächsischen Biota-Sondermessprogramms untersucht (Steffen et al. 2009). Während der Einsatz von Chlordecon in Deutschland untersagt wurde, wurde die Zulassung von Toxaphen in Deutschland nie beantragt. Es ist davon auszugehen, dass der Grund für die fehlende Berücksichtigung in Monitoringprogrammen darin liegt, dass beide Stoffe keine Umweltrelevanz in den deutschen Bundesländern aufweisen.

Weniger häufig wurden bislang – mit Ausnahme von Pendimethalin – die PBT-Verdachts- Stoffe untersucht, die derzeit zugelassen sind: Aclonifen, Bifenthrin, Esfenvalerat, Metaflumizon und Quinoxyfen. Während Pendimethalin in 14 Ländern im Rahmen der Messprogramme

berücksichtigt wurde, wurden Aclonifen und Quinoxyfen in sechs bzw. sieben Ländern untersucht. Esfenvalerat wurde in lediglich vier Ländern erfasst. Mit Ausnahme von Quinoxyfen waren die genannten Wirkstoffe Bestandteil des oben genannten niedersächsischen Sondermessprogramms von Pflanzenschutzmitteln in Fischen (Steffen et al. 2009). Metaflumizon wurde bislang ausschließlich im Rahmen des letztgenannten Messprogramms untersucht. Es ist zu prüfen, inwieweit dieser Wirkstoff in künftigen Monitoringprogrammen berücksichtigt werden kann.

Rechercheergebnisse Biozid-Monitoringprogramme:

Als solche deklarierte Biozidmonitoringprogramme wurden bislang von den Bundesländern Berlin und Bayern durchgeführt. Hierbei handelte es sich jeweils um ein kürzeres Messprogramm zur Untersuchung von Cybutryn in Oberflächengewässern. In der Regel werden Biozide im Rahmen von Pflanzenschutzmittel-Messprogrammen untersucht. Hierbei werden vor allem Wirkstoffe erfasst, die sowohl als Pflanzenschutzmittel als auch als Biozid zugelassen sind bzw. angewendet werden. Ein detallierter Überblick über die Messprogramme der Bundesländer befindet sich in Anlage 2.4 (s. hierzu auch Rüdel & Knopf 2012).

Am intensivsten wurden bisher Irgarol/Cybutryn (in 12 Bundesländern) und Fenpropimorph (in acht Bundesländern), das auch als Pflanzenschutzmittel zugelassen ist, untersucht. Mehrjährig wurden die Konzentrationen der Wirkstoffe Bifenthrin, Cyfluthrin, Cypermethrin, Deltamethrin, Etofenprox, Flufenoxuron, Hexaflumuron, Imidacloprid, lamda-Cyhalothrin, Fenpropimorph und Cybutryn/Irgarol in Oberflächengewässern bestimmt. Über kürzere Messzeiträume wurde bisher Clothianidin in den Oberflächengewässern zweier Bundesländer untersucht. Im Rahmen des niedersächsischen Sondermessprogramms „Untersuchung von Fischen auf Pflanzenschutzmittel“ wurden einmalig in Wildfischproben die Konzentrationen u.a. von 18 Bioziden gemessen, die im Rahmen dieses Projektes betrachtet werden (Steffen et al. 2009). Abamectin, Chlorfenapyr, d-Phenothrin, D-Allethrin, Fipronil, Spinosad und Tetramethrin wurden bisher ausschließlich im Zuge des genannten Biotaprogramms untersucht.

Die folgenden Stoffe wurden im Rahmen des Oberflächengewässermonitorings der Länder weder in abiotischen noch in biotischen Kompartimente untersucht:

- Brodifacoum
- Bromadiolon
- Chloralose
- Chlorphacinon
- Difenacoum
- Difethialon
- d-trans-Allethrin
- Flocoumafen
- (Kupfer-)Pyrithion
- Metofluthrin

Es ist zu prüfen, inwieweit eine Berücksichtigung der genannten, bisher aber nicht oder nur unzureichend untersuchten PBT-(Verdachts-)Stoffe in künftigen Messprogrammen erfolgen kann.

2.1.2 Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt (BLMP)

Das Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt wird zum Zweck der Überwachung der deutschen Abschnitte der Nord- und der Ostsee von den zuständigen Bundesministerien und den Anrainer-Bundesländern betrieben (BLMP 2013). Das Programm ist auf die Anforderungen der EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie und der WRRL sowie der internationalen Programme Joint Monitoring and Assessment Programm (JAMP im Rahmen der OSPAR-Konvention) und HELCOM COMBINE ausgerichtet (s. Abschnitt 2.2.1).

Das BLMP umfasst neben anderen organischen Schadstoffen eine große Anzahl von PBT-(Verdachts-)Stoffen. Hierzu gehören zum einen POPs, deren Produktion und Anwendung bereits durch die Stockholm-Konvention untersagt bzw. stark eingeschränkt wurde, wie Hexa- und Pentachlorbenzol, PCB, PFOS, Bromierte Biphenylether, HBCDD (3 Diastereomere) und die Pflanzenschutzmittel Aldrin, Chlordan, DDT und dessen Metabolite, Dieldrin, Endosulfan, Toxaphen, HCH-Isomere, Heptachlor und Mirex. Außer PFOS werden acht weitere PFC-Verbindungen erfasst, die bisher nicht als POPs reguliert sind. Neben den genannten POPs, deren Messergebnisse für die Stoffregulierung nicht mehr von Bedeutung sind, werden Stoffe untersucht, die als Kandidaten für die Aufnahme in Anhang XIV der REACH-Verordnung eingestuft wurden: Anthracen, Bis(tributylzinn)oxid (Untersuchung der Hydrolyseprodukte) und Decabromdiphenylether (Stand der Kandidatenliste 06.12.2013). Weiterhin sind Benzo(a)pyren und Pyren als bisher nicht regulierte Industriechemikalien Bestandteil des BLMP. Ebenso werden Pendimethalin und Fenpropimorph untersucht, die derzeit in Deutschland als Pflanzenschutzmittel bzw. Biozid zugelassen sind. Als einziger Arzneimittelwirkstoff wurde bisher Clofibrinsäure einjährig 2005 in der Wasserphase gemessen. Eine Zusammenfassung des BLMP unter Berücksichtigung der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe befindet sich in Anlage 2.7.

Neben der Wasserphase werden in großem Umfang Sediment- und Biotaproben untersucht. Die Entnahmeorte für Wasser- und Sedimentproben sind nicht vollständig deckungsgleich, es besteht jedoch eine große Überschneidung. Gleiches gilt für die Entnahmeorte und –gebiete der Biotaproben. Daten über Messungen in Biota liegen u.a. für die projektrelevanten PBT-(Verdachts-)Stoffe HBCDD (3 Diastereomere), die PAH Anthracen, Benz(a)pyren und Pyren und die Hydrolyseprodukte von Bis(tributylzinn)oxid (Mono-, Di- und Tributylzinn) vor.

Da durch das Programm auch Stoffe erfasst werden, deren Produktion und Anwendung derzeit (noch) zugelassen ist und verschiedene Umweltkompartimente in etwa an den gleichen Probenahmeorten untersucht werden, können die im Rahmen des BLMP erfassten Monitoringdaten ggf. Hinweise für die Neubewertung bisher nicht regulierter Altstoffe (z.B. Benzo(a)pyren und Pyren) und die Bewertung derzeit zugelassener Pflanzenschutzmittel und Biozide liefern.

Die im Rahmen des BLMP ermittelten Monitoringdaten werden in die nationale Datenbank MUDAB eingepflegt, die seit 2012 von der BfG verwaltet wird, und an die internationale Datenbank ICES transferiert. Die Datenbank MUDAB ist noch nicht öffentlich zugänglich, die BfG kann aber auf Anfrage Daten zur Verfügung stellen.

Derzeit erfolgt im Zuge der Umsetzung der EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) eine Neuausrichtung des BLMP. Es ist geplant, die MSRL in Deutschland vom Bund und den Küstenländern gemeinschaftlich im Rahmen des Bund-/Länder-Ausschusses Nord- und Ostsee (BLANO) und seiner Strukturen umzusetzen (Stand April 2013).

2.1.3 Sonstige aquatische Monitoringprogramme

Im Folgenden werden die aquatischen Monitoringprogramme beschrieben, die neben den in Abschnitt 2.1.1 und 2.1.2 dargestellten Messprogrammen in Deutschland betrieben werden. Träger der im Folgenden dargestellten Programme sind u.a. ebenfalls die Bundesländer.

Sedimentmonitoringprogramme

Monitoringprogramme zur Untersuchung von Schwebstoffen und Sedimenten mit unterschiedlicher Untersuchungsfrequenz werden in Deutschland seit rund 30 Jahren durchgeführt. Die Untersuchungen der Bundesländer entsprechen den flussgebietsspezifischen Anforderungen und werden derzeit an die EU-weiten Vorgaben (Trendmonitoring) angepasst. Die Schwebstoffuntersuchungen der Bundesländer werden durch ein Sedimentmonitoring-programm der BfG im Elbeeinzugsgebiet ergänzt. Im Fokus der Untersuchungen stehen Stoffe mit hohem Anreicherungspotenzial an Partikel (partikelgebundene Schadstoffe). Diese Stoffe weisen meist auch ein hohes Maß an Persistenz auf. Das Untersuchungsspektrum umfasst PAH, Organozinnverbindungen (z.B. Di- und Tributylzinn), PCB, schwerlösliche Halogenkohlenwasserstoffe, Mineralölkohlenwasserstoffe, nicht mehr zugelassene Pflanzenschutzmittel und Biozide (Heininger et al. 2003). Durch die BfG wurden in geringerem Umfang Rückstellproben archiviert.

Sedimentuntersuchungen am Rhein und dessen Zuflüssen wie Neckar, Main und Ruhr wurden bzw. werden von den Anrainer-Bundesländern und der BfG durchgeführt. 2001/2002 wurden im Rahmen des IKSR-Forschungsprojektes „Untersuchungen zum Resuspensionsrisiko von Sedimentablagerungen in ausgewählten Staustufen des Rheingebietes“ auch Tiefenprofile (bis 1 m Tiefe) entnommen und abschnittsweise untersucht. Als relevant für die Anreicherung in Sedimenten wurde von der IKSR 2009 neben anderen prioritären Stoffen der PAH-Vertreter Benzo(a)pyren eingestuft (IKSR 2009).

Klärschlammuntersuchungen

In mehreren Bundesländern wurden Studien über die Belastung von Klärschlämmen mit persistenten organischen Stoffen erstellt. Aufbauend auf diesen Studien führte das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) von 2008 bis 2010 ein Projekt durch, in dem die Gehalte von organischen Schadstoffen verschiedener Stoffklassen in den Kompartimenten Klärschlamm, Boden (z.T. nach Klärschlammdüngung), Sickerwasser und Pflanzen untersucht wurden. Die Konzentrationen von 16 PAH (u.a. Anthracen, Benz(a)pyren und Pyren), Dioxinen/Furanen, PCB, Polybromierten Biphenylethern, HBCDD, PFC und organischen Zinnverbindungen wurden in Klärschlamm, in mit Klärschlamm beaufschlagten Böden und im Sickerwasser dieser Böden gemessen. Zusätzlich wurden die Konzentrationen von PFC (u.a. PFOS und PFOA) in Nutzpflanzen, die auf diesen Böden wuchsen, in Böden, die durch luftseitige Emissionen belastet waren, und im Sickerwasser der letzt genannten Böden untersucht. Die Konzentrationen von Triclosan/Methyltriclosan, Galaxolid, Phthalaten und Phenolen wurden ausschließlich im Klärschlamm gemessen. Die Untersuchung der Pflanzen wurde auf Grund der

niedrigen Bodenkonzentrationen für die anderen Stoffe auf die PFC beschränkt. Die Projektergebnisse sind in zwei ausführlichen Berichten dargelegt (Hübner et al. 2011a, 2011b).

Bei dem genannten Projekt handelt es sich um eine medienübergreifende Studie über den Eintrag persistenter Stoffe u.a. über das Abwasser in verschiedene Umweltkompartimente wie Boden und Pflanzen. Die Methodik dieser medienübergreifenden Untersuchungen stellt einen Ansatz zur Verfolgung des Transfers von Schadstoffen aus dem Abwasser und der Luft in andere Kompartimente dar und sollte ggf. weiterverfolgt werden.

Bioakkumulationsteiche

Gemäß der Eigenüberwachungsverordnung ist in Bayern – als einzigem Bundesland – seit 1995 der Einsatz von Bioakkumulationsteichen für kommunale Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 100.000 EW vorgeschrieben. Auch bei großen industriellen Kläranlagen, die biologisch abbaubares Abwasser behandeln, werden Teiche bzw. Aquarien zur Bioakkumulation verlangt. Die Bioakkumulationsteiche werden kontinuierlich mit gereinigtem Abwasser beschickt. Die darin gehälterten Fische ermöglichen es, ergänzend zu den routinemäßigen chemischen Wasseranalysen, sich in Fischen anreichernde Stoffe im Kläranlagenablauf zu erfassen. Die Untersuchung erfolgt nach einem standardisierten Verfahren. Die in den Teichen gehälterten Fische (einsömmerige Karpfen) werden auf Schwermetalle untersucht. Bis 2007 erfolgten auch Untersuchungen auf PCB, Nonyl- und Octylphenol und Di(ethylhexyl)phthalat. Ein Teil der Karpfen wird als Rückstellprobe an das Bayerische Landesamt für Umwelt übersendet. Im Rahmen eines Projektes zur Ermittlung der Belastung verschiedener Umweltkompartimente durch PFC wurden 2008 Fischproben auf diese Stoffe (u.a. PFOS, PFOA) untersucht (Koschi 2012, 2013). Da für PFOS erhöhte Werte festgestellt wurden, wurden die Untersuchungen für diese Verbindungen 2010 erneut durchgeführt.

Da Rückstellproben vorliegen, könnten diese auf weitere relevante Stoffe, deren Eintrag in die Umwelt hauptsächlich über die Kläranlagenabläufe erfolgt, untersucht werden. Zudem wäre eine Erweiterung des derzeitigen Messprogramms mit zeitgleicher Erfassung der Stoffe in der Wasserphase denkbar, um quantitativ auswertbare Daten über deren Potenzial zur Bioakkumulation zu erhalten.

2.1.4 In Deutschland existierende terrestrische Monitoringprogramme

Bodendauerbeobachtung

Die Bodendauerbeobachtung liegt in der Verantwortung der Bundesländer, die sich in ihrer Gesamtheit mit Ausnahme von Berlin und Bremen an diesem langjährig betriebenen Monitoringprogramm beteiligen. Die wesentlichen Ziele der Bodendauerbeobachtung sind neben der Beschreibung des aktuellen Bodenzustandes die langfristige Überwachung der Veränderung der Böden und die Ableitung von Prognosen zukünftiger Entwicklungen. Der Startzeitpunkt des Programms und die Zahl der bereits durchgeführten Messzyklen sind von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich (Kaufmann-Boll et al. 2012).

Neben Nährstoffparametern und Metallen sind die folgenden organischen Schadstoffe Bestandteil der Bodendauerbeobachtung (Kaufmann-Boll et al. 2012, Schilli et al. 2011):

- HCB, alpha-, beta-, gamma- und delta-HCH, DDD, DDT, DDE
- Dieldrin, Aldrin, Endrin, Heptachlor

- 11 PCB (PCB 8, 20, 28, 35, 52, 101, 118, 138, 143, 153, 180)
- 16 PAK (Benzo(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(ghi)perylen, Benzo(k)fluoranthen, Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Chrysen, Dibenz(ah)anthracen, Flouranthen, Fluoren, Indeno(1,2,3,-cd)pyren, Naphthalin, Phenanthren, Pyren)
- Dioxine und Furane
- Triazine (Atrazin, Propazin, Terbutyl)
- Bisphenol A
- vier Phthalate (Dicyclohexylphthalat, Diethylphthalat, Dimenthylphthalat und Dipropylphthalat)
- Nonylphenol

Die Auswahl der untersuchten Stoffe variiert von Bundesland zu Bundesland.

Im Rahmen der Bodendauerbeobachtung wird neben anderen organischen Schadstoffen eine größere Anzahl von PBT-(Verdachts-)Stoffen (Chlorpestizide, PCB, PAK, Dioxine und Furane) untersucht. Bei der Mehrzahl dieser Stoffe handelt es sich Substanzen, deren Herstellung bzw. Anwendung bereits durch die Stockholm-Konvention untersagt bzw. stark eingeschränkt wurde. Für die Stoffbewertung und -regulierung können daher Daten über die Bodenbelastung nur für wenige projektrelevante PBT-(Verdachts-)Stoffe genutzt werden, deren Herstellung und Anwendung bislang noch nicht reguliert ist: Anthracen, Benzo(a)pyren und Pyren.

Bzgl. der Datenqualität wird auf die exemplarische Auswertung von bundesweiten Daten aus der Bodendauerbeobachtung im Rahmen einer durch das Umweltbundesamt in Auftrag gegebenen Studie verwiesen (Schilli et al. 2011). Laut der genannten Studie ist die Bodendauerbeobachtung zur Erfüllung ihrer Hauptziele (s.o.) geeignet. Da einzelne Einflussgrößen identifiziert werden können, sind auch Aussagen über den Eintragspfad Deposition (Luft-Boden-Pfad) möglich. Die vorliegenden Daten können Hinweise auf zeitlich bedingte Änderungen liefern. Ebenso können künftige Entwicklungen prognostiziert werden. Daten z.B. einzelner Flächen, Regionen, Zeitabschnitte und Tiefenstufen könnten und sollten für weitere Auswertungen gezielt genutzt werden. Bemängelt wird von Schilli et al. (2011) das Fehlen eines bundeseinheitlichen Vorgehens mit der Konsequenz, dass nur ein Bruchteil der vorhandenen Daten für die länder- und parametergruppenübergreifende Auswertung genutzt werden kann. Als Gründe werden hierfür eine nicht oder nur unzureichend durchgeführte Dokumentation, die Verwendung unterschiedlicher Analysenmethoden, nicht vergleichbare Daten der verschiedenen Parametergruppen und abweichende Zeitpunkte der Probenahmen genannt. Länderinterne Auswertungen konnten jedoch bereits zahlreiche Ergebnisse liefern.

Die Datenverfügbarkeit liegt in der Hand der betreibenden Bundesländer. Das UBA verwaltet eine Datenbank, in die die bei den Bundesländern abgefragten Daten eingepflegt werden. Die Daten sind jedoch nicht öffentlich zugänglich, können aber z.B. im Rahmen von Forschungsprojekten zur Verfügung gestellt werden.

Neben der Dauerbeobachtung wird bzw. wurde in Deutschland Bodenmonitoring im Rahmen weiterer Programme und Projekte durchgeführt. Hierzu gehören im Wesentlichen:

- International Co-Operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests Level I and II)
- Erste und Zweite Bodenzustanderhebung im Wald (BZE I und II)
- Erste Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE LW I)
- Landwirtschaftliche Dauerfeldversuche
- Feldlysimeter-Programm
- Umweltprobenbank des Bundes (Probenart Boden) (s. Abschnitt 2.1.5)
- Untersuchungsprogramm Hintergrunddeposition (Stickstoff und Schwefel)
- Moosmonitoring (bis 2005)
- Hydrochemisches Monitoring im Hochmoor Große Säure, Erzgebirge und Entwicklung eines Moormonitoring
- Humusmonitoring Ackerflächen NRW
- Forstliche Standortserkundung / Bundesforst
- BIOSOIL Demonstration Project
- Terrestrial Environmental Observatories
- Informationssystem Boden- und Grundwasserschutz/Altlasten INSA für Bundesliegenschaften

Im Rahmen dieser Programme und Projekte werden jedoch mit Ausnahme der BZE II, der Umweltprobenbank und des INSA organische Schadstoffe mit PBT-Eigenschaften nicht erfasst. Im Rahmen der BZE II wird neben Nährstoff- und Metallgehalten die Belastung von Waldböden durch 16 PAK, 6 PCB, alpha–, beta– und gamma–HCH, Aldrin, Dieldrin, 2,4´-DDD, -DDE und –DDT untersucht. Das Informationssystem Boden- und Grundwasserschutz/Altlasten INSA dient der Erfassung und Dokumentation lokaler Kontaminationen und ist daher für die vorliegende Thematik nicht relevant.

Falkeneimonitoring der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)

Mit dem Falkeneimonitoring betreibt das Bundesland Baden-Württemberg ein terrestrisches POP-Dauermonitoring. Untersucht werden ausschließlich abgestorbene Resteier von Wanderfalken auf organische Schadstoffe und Quecksilber (von der Trenck 2012). Auf Grund ihrer Funktion als Beutegreifer am Ende der Nahrungskette kommt dieser Art nach von der Trenck (2012) eine besondere Bedeutung als Bioindikator für die Belastung von Mensch und Umwelt zu. Langjährig untersucht wurden bisher polybromierte Diphenylether, PCB, HBCDD, DDT-Metabolite, Dioxine und Furane. Von 2009 bis 2011 wurde das Programm auf über 130 Einzelstoffe erweitert, die 15 Stoffgruppen angehören. Die Stoffauswahl richtete sich nach Daten und Informationen aus dem Stoffvollzug gemäß REACH-Verordnung. Berücksichtigt wurden Stoffeigenschaften, Produktionsmengen und Verwendung sogenannter Altstoffe. Nachgewiesen wurden insbesondere POPs nach der Stockholm-Konvention wie Organochlorpestizide, PCB, Dioxine/Furane, PBDE, HBCDD und PFOS. Keine positiven Befunde wurden u.a. für Organozinnverbindungen, Moschusxylol, Aclonifen, Pendimethalin, Quinoxyfen, Bifenthrin, Esfenvalerat, Metaflumeron, Brodifacoum und Difenacoum verzeichnet.

Auf Grund der gewählten Indikatorart Wanderfalke (Prädatorart) können Funde organischer Schadstoffe in Eiern als Hinweise auf die Persistenz und ggf. das Bioakkumulationspotenzial der entsprechenden Schadstoffe gewertet werden. Stehen längere Zeitreihen zu einem Stoff zur Verfügung, so können deren Ergebnisse die Resultate von Testverfahren der Stoffbewertung ergänzen. Zusätzliche Informationen zur Stoffeigenschaft Bioakkumulation würde das zeitgleiche Monitoring von Beutearten des Wanderfalken liefern.

Die Stoffauswahl umfasst eine Vielzahl von Industriechemikalien und Pflanzenschutzmitteln. Ebenso zeichnet sich das Programm durch eine große Flexibilität aus, die es ermöglicht, neue Stoffe mit zu berücksichtigen. Die Monitoringergebnisse werden jedoch nur auszugsweise veröffentlicht. Für relevante Stoffe sollten die vorhandenen Daten daher angefragt werden. Hilfreich wären, insbesondere zur Wertung von negativen Funden, Informationen zu Nachweisgrenzen. Ggf. ist eine Übernahme des Programms durch andere Bundesländer anzuregen.

Deutsches Bienenmonitoring (DEBIMO)

Um die komplexen Ursachen für die Winterverluste von Honigbienen besser zu verstehen und in Zukunft vermeiden zu können, wurde 2004 ein bundesweites Kooperationsprojekt der AG der Bienenforschenden Institute gestartet. Dabei werden seit mehreren Jahren bei über 100 Imkern und 1.500 Bienenvölkern Volksentwicklung, Krankheiten, Pflanzenschutzmaßnahmen, Tracht, Klima etc. erfasst und mit evtl. Verlusten in Beziehung gesetzt. Zur Erfassung der Schadstoffbelastung werden Bienenbrotproben[4] auf Pflanzenschutzmittelrückstände untersucht.

Die Monitoringergebnisse werden in jährlich erscheinenden Berichten veröffentlicht (z.B. Rosenkranz et al. 2010, 2012). Die Ergebnisdarstellung erfolgt graphisch und z.T. in Textform mit Angaben zu den Bestimmungsgrenzen. 2011 wurden z.B. Bienenbrotproben auf die Rückstände von 395 Pflanzenschutzmitteln untersucht. Hierbei wurden u.a. Rückstände von Pendimethalin nachgewiesen. Auch im Vorjahr waren positive Befunde für Pendimethalin in Bienenbrot registriert worden. Eine Liste mit Angabe aller in dem jeweiligen Jahr untersuchten Wirkstoffe wird nicht veröffentlicht.

Wird ein Wirkstoff langjährig im DEBIMO erfasst, können positive Befunde ggf. Hinweise auf die Persistenz von Pflanzenschutzmitteln liefern. Da die Untersuchungsergebnisse größtenteils graphisch dargestellt werden, sollten detaillierte Daten zu einzelnen Stoffen bei den Autoren angefragt werden.

Bioindikationsmonitoring organischer Stoffe in Pflanzen

Das bayerische Landesamt für Umwelt betreibt ein langjähriges Monitoring zur Untersuchung der Anreicherung organischer Luftschadstoffe in Pflanzen. Untersucht werden die Konzentrationen von Dioxinen/Furanen, PCB und PAK in standardisierten Gras- und Grünkohlkulturen sowie in Fichtennadeln. Ergebnisse über die Messungen der Gehalte von Dioxinen und Furanen

[4] Bienenbrot oder Perga wird der Blütenpollen genannt, der von den Stockbienen bei der Einlagerung in die Wabenzellen mit dem Speichel der bearbeitenden Bienen vermischt und dadurch fermentiert wurde (Wikipedia).

in Weidelgras, Grünkohl und Fichten sowie Daten über die PCB-Gehalte von Gras- und Grünkohlkulturen werden im Internet veröffentlicht (LfU 2014). Angaben zu den Konzentrationen von PAK in Pflanzen sind jedoch bisher nicht öffentlich zugänglich.

2.1.5 In Deutschland existierende medienübergreifende Monitoringprogramme

Umweltprobenbank des Bundes

Als weiteres Umweltmonitoringprogramm wird vom Umweltbundesamt die Umweltprobenbank des Bundes (UPB) betrieben. Die UPB bildet ein zentrales Element der Umweltbeobachtung in Deutschland. Sie liefert dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) eine wissenschaftliche Grundlage, um Maßnahmen im Umwelt- und Naturschutz ergreifen und ihren Erfolg durch ein Umweltmonitoring kontrollieren zu können. Für die UPB werden ökologisch repräsentative Umwelt- und Humanproben gesammelt, auf ein Spektrum wichtiger Umweltkontaminanten untersucht und dann unter Bedingungen eingelagert, die eine Veränderung der Proben weitgehend ausschließen (Koschorreck et al. 2012). Die Proben im UPB-Archiv stehen somit für retrospektive Untersuchungen der Umweltqualität zur Verfügung.

Es werden Proben aus der marinen, limnischen und terrestrischen Umwelt entnommen und archiviert. In der aquatischen Umwelt werden in Flüssen neben Biotaproben auch Schwebstoffe gesammelt. In den beprobten terrestrischen Ökosystemen werden neben Biotaproben auch Bodenproben entnommen und eingelagert. Zu den Stoffen, die in den Proben bei der Einlagerung untersucht werden, gehören beispielsweise Metalle, chlorierte Kohlenwasserstoffe (z.B. Chlorpestizide bzw. POPs) oder polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Retrospektiv werden Stoffe analysiert, für die Informationen zur Belastung der Umwelt oder zum Trend der Belastung benötigt werden. In den letzten Jahren wurden z.B. perfluorierte Verbindungen, Organozinnverbindungen, polycyclische Moschusduftstoffe (HHCB, AHTN), bromierte Flammschutzmittel oder Alkylphenole/ Alkylphenolethoxylate untersucht. Die Ergebnisse sind publiziert und die Daten auch über die Internetseite der Umweltprobenbank abrufbar (www.umweltprobenbank.de; Koschorreck et al. 2012). Eine Auswahl von Untersuchungsbeispielen ist in Anlage 7 und 8 dargestellt.

Dioxindatenbank

Das UBA betreibt die Dioxindatenbank, in der Ergebnisse aus Messprogrammen zu Dioxinen/Furanen und POPs gespeichert werden. Daten zu diesen Stoffen werden von den Ländern ermittelt und jährlich an das UBA weitergeleitet. Die genannten Stoffe werden allerdings nicht über Jahre kontinuierlich gemessen.

POPALP

Als Fortsetzung des internationalen Monitoringprogramms MONARPOP (s. Abschnitt 2.2.2) wurde im Auftrag des bayerischen Landesamtes für Umwelt von 2008 bis 2011 das Monitoringprojekt POPALP durchgeführt, in dem das Vorkommen von POPs in emittentenfernen Gebieten der deutschen Alpen untersucht wurde. Projektziele waren die Erweiterung der Datenbasis des Monitorings im Rahmen von MONARPOP und die Untersuchung der Belastung in Abhängigkeit von der Höhe der Standorte über dem Meeresspiegel. Im Fokus der Untersuchung standen die Stoffgruppen Dioxine/Furane, PCB, PAK, Organochlorpestizide und

polybromierte Diphenylether. Das internationale Monitoring wurde auch von österreichischer und Schweizer Seite auf nationaler Ebene fortgesetzt. In den deutschen Alpen wurden die ehemaligen MONARPOP-Standorte beprobt. Untersuchungsgebiete waren das Zugspitzgebiet (Höhenstandort) und der Nationalpark Berchtesgaden (Erstellung eines Höhenprofils). Während im Zugspitzgebiet die Luftkonzentrationen (mittels Aktivsammler) sowie die trockene und nasse Deposition untersucht wurden, wurden für das Höhenprofil die Konzentrationen in der Luft (mittels Passivsammler), die Konzentrationen in Fichtennadeln (Eintrag durch Kronenfilterung) und die Gehalte in Humus und Mineralboden (langfristige Akkumulation) gemessen. Die Ergebnisse der Untersuchungen, die dem Endbericht des Projektes entnommen werden können, sind hauptsächlich grafisch dargestellt und sind zu Summenwerten zusammengefasst (Kirchner et al. 2011, LfU 2013a).

Referenzmessprogramm "Allergene und kanzerogene Luftschadstoffe" der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie

Seit 1993 betreibt die Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie ein medienübergreifendes Dioxinmessprogramm, in dessen Rahmen seitdem auch weitere Stoffe, u.a. PCB und PAK in den Kompartimenten Luft, Boden, Sedimente, Aufwuchs und Klärschlamm untersucht werden. 2010 wurden ergänzend Konzentrationen von luftbürtigen Schadstoffen in Fichtennadeln gemessen. Das Programm wird derzeit als Referenzmessprogramm für "Allergene und kanzerogene Luftschadstoffe" an einer Messstelle in Erfurt mit stark reduziertem Umfang weitergeführt. Die Untersuchungsergebnisse sind z.T. im Internet zugänglich (TLUG 2013). Nicht dargestellt ist, ob die Probenahmeorte für die verschiedenen Kompartimente identisch sind. Wäre dies der Fall, ließen sich ggf. Aussagen über den Transfer von Stoffen zwischen verschiedenen Kompartimenten (z.B. Pfad Luft → Vegetation) ableiten.

2.2 Internationale Monitoringprogramme

In Ergänzung zu den in Deutschland betriebenen Monitoringprogrammen sind im Folgenden internationale Programme mit deutscher Beteiligung dargestellt, insoweit sie für die Thematik Monitoring von PBT-(Verdachts-)Stoffen relevant sind (z.B. Monitoringprogramme zum Schutz der Meere). Auf Grund seiner Bedeutung für den Langstreckentransport von PBT-(Verdachts-) Stoffen wird als einziges Monitoringprogramm für Luftschadstoffe das European Monitoring and Evaluation Programme beschrieben. Ebenfalls dargestellt ist das Monitoring in der arktischen Umwelt, das in zahlreichen Kompartimenten unter Berücksichtigung einer Reihe von PBT-(Verdachts-)Stoffen betrieben wird und vor allem bzgl. des Ferntransportpotenzials von Substanzen bedeutsam ist.

2.2.1 Internationale Monitoringprogramme zum Schutz der Meere

International Council for the Exploration of the Sea (ICES)

ICES (International Council for the Exploration of the Sea) stellt ein Netzwerk von Experten und Instituten dar, das sich nach der Verabschiedung der internationalen ICES-Konvention (1964) mit dem Ziel der Erforschung der marinen Umwelt konstituierte. Dem Netzwerk ICES gehören die 20 Staaten an, die Anrainer des Nordatlantiks und der Ostsee sind. Von ICES wird eine internationale Datenbank verwaltet, in die u.a. die Monitoringdaten eingepflegt werden, die gemäß OSPAR- und HELCOM-Abkommen (s.u.) von den jeweiligen Mitgliedsstaaten ermittelt werden (ICES 2013).

Joint Assessment Environmental Monitoring Programme (JAMP)

Im Zuge der OSPAR-Konvention (1992) wurde JAMP (Joint Assessment Environmental Monitoring Programme) als Messprogramm zur Überwachung des nordöstlichen Teils des Atlantiks aufgelegt. Das Monitoringprogramm JAMP ist in drei Teilprogramme gegliedert:

- Co-ordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP)
- Comprehensive Atmospheric Monitoring Programme (CAMP)
- Comprehensive Study on Riverine Inputs and Direct Discharges (RID)

Für die Thematik des vorliegenden Projektes ist ausschließlich CEMP von Bedeutung, das Anforderungen an das Monitoring von Schadstoffen, u.a. von PBT-(Verdachts-)Stoffen festlegt. Die in CEMP festgelegten Vorgaben sind in einem Handbuch öffentlich zugänglich (OSPAR 2013a). Von deutscher Seite werden Monitoringdaten für JAMP im Rahmen des BLMP ermittelt und in die Datenbank MUDAB eingepflegt (s. Abschnitt 2.1.2). Die Daten werden an die internationale Datenbank des Netzwerkes ICES weitergeleitet, das diese der OSPAR-Kommission zur Verfügung stellt (s.o.).

Der OSPAR-Kommission gehören Vertreter der 15 Vertragsstaaten, die Anrainer des Nordostatlantiks, des Einzugsgebietes des Rhein (Luxemburg und Schweiz) und der Barentssee (Finnland) sind, und die Europäische Union sowie Interessensvertreter z.B. von Umweltverbänden an. 1998/99 wurden Ziele zu fünf verschiedenen Strategien, u.a. zum Thema Gefährliche Schadstoffe festgelegt (s. OSPAR 2013b).

HELCOM COMBINE

Das Monitoringprogramm HELCOM COMBINE beinhaltet Anforderungen an die Umweltüberwachung zum Schutz der Ostsee. Hierzu gehören u.a. Daten über die Belastung der verschiedenen Kompartimente durch gefährliche Stoffe wie polychlorierte Biphenylether, HBCDD, PFOS, PCB, PAK, Dioxine/Furane und Tributylzinn (Untersuchungsergebnisse s. HELCOM 2014a). Die Daten der deutschen Messstellen werden in die Datenbank MUDAB eingepflegt, an die internationale Datenbank des ICES transferiert und durch ICES der HELCOM (Kommission Helsinki-Abkommen) zur Verfügung gestellt.

Das Helsinki-Abkommen wurde 1974 von sieben Ostseeanrainerstaaten u.a. mit dem Ziel unterzeichnet, den Eintrag von Schad- und Nährstoffen in die Ostsee zu vermindern. Die Neuauflage der Helsinki-Konvention 1992 trat im Jahr 2000 in Kraft und war mit dem Beitritt neuer Mitglieder verbunden. Derzeit gehören der HELCOM alle neun Ostseeanrainerstaaten und die Europäische Union an (BfN 2014, HELCOM 2014b).

Trilateral Monitoring and Assessment Programme (TMAP)

Seit 1978 besteht eine Zusammenarbeit zwischen den Umweltministern der Staaten Deutschland, Niederlande und Dänemark zum Schutz und Erhalt des Wattenmeeres. Im Zuge dieser Kooperation wird das Trilateral Monitoring and Assessment Programme (TMAP) als trinationales Monitoringprogramm zur Überwachung des Wattenmeeres durch die drei Anrainerstaaten betrieben. Erfasst werden u.a. chemische, biologische und morphologische Parameter, Habitatparameter und Parameter der anthropogenen Nutzung. Die Messung von Schadstoffen in Sedimenten und Biota erfolgt u.a. mit dem Ziel, den Stoffffluss in der Nahrungskette sowie die Bioakkumulation und Biomagnifikation zu untersuchen (CWSS 2013).

In Deutschland fällt die Umsetzung von TMAP in die Zuständigkeit der Bundesländer Schleswig-Holstein und Niedersachsen. Monitoringdaten, die im Rahmen des BLMP (s. Abschnitt 2.1.2) ermittelt werden, werden gleichzeitig im Rahmen von TMAP genutzt. Bzgl. der Stoffauswahl stellt das Messprogramm TMAP einen Teilauszug des BLMP dar. Untersucht werden laut Monitoringhandbuch polybromierte Biphenylether, PAK (u.a. Anthracen, Benzo(a)pyren und Pyren), zinnorganische Verbindungen, PCB, PFOS, PFOA, chlororganische Pestizide, Dieldrin und der Arzneimittelwirkstoff Clotrimazol (TMAP 2009). Die Probenahmeorte sind in beiden Programmen weitgehend identisch. Bei den Messfrequenzen bestehen z. T. Abweichungen. Zusätzlich zu den im Rahmen von BLMP untersuchten Biota werden im Zuge von TMAP Schadstoffkonzentrationen in Vogeleiern ermittelt. Die Messdaten werden in eine gemeinsame Datenbank eingepflegt, die vom dänischen Institut National Environmental Research Institute (NERI), Roskilde verwaltet wird. Eine Nutzung der Datenbank ist nach entsprechender Registrierung möglich. Veröffentlicht wurden Monitoringergebnisse zudem in Umweltzustandsberichten (aktueller Bericht Marencic & de Vlas 2009) und in themenbezogenen Berichten. Eine öffentlich zugängliche Datenbank für den deutschen Bereich befindet sich derzeit im Aufbau (Stand 2013) (Reetz 2013, Diedrichs 2013, Petenati 2013)[5].

2.2.2 Internationale Monitoringprogramme in emittentenfernen Gebieten/Monitoring zu Ferntransporten

Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP)

Das Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) wurde 1991 gegründet, um die Arctic Environmental Protection Strategy (AEPS) umzusetzen, die von den acht Arktis-Anrainerstaaten Dänemark, Finnland, Island, Norwegen, Schweden, Russland, Kanada und USA verabschiedet worden war (AMAP 2013). Mittlerweile ist AMAP eine der sechs Arbeitsgruppen des 1996 gegründeten Arktisrates. Hauptfunktionen von AMAP sind die Überwachung und Bewertung des Zustandes der Arktis in Bezug auf die Schadstoffbelastungen und den Klimawandel sowie die Beratung der Regierungen in den Mitgliedsstaaten und die Unterstützung internationaler Prozesse zur Problembewältigung auf diesen Gebieten. Das Monitoringprogramm AMAP, das u.a. die Untersuchung von POPs umfasst, wird von den Mitgliedsstaaten betrieben. Darüber hinaus fungiert AMAP als Expertennetzwerk. Neben wissenschaftlichen Arbeiten werden auch Beiträge der indigenen Bevölkerung berücksichtigt. Die öffentliche Berichterstattung erfolgt in Form von Berichten zu relevanten Themen bzw. Stoffgruppen. Die durch AMAP bereit-gestellten Daten und Informationen leisten einen wesentlichen Beitrag zur Aufnahme von Stoffen in die Stockholm-Konvention. Die Nutzung von AMAP-Ergebnissen für die Stoffbewertung wird in Abschnitt 5.2.2 am Beispiel von HBCDD dargelegt.

Für den Zeitraum 1998 bis 2003 wurde das Monitoringprogramm, das u.a. eine Reihe von POPs und PBT-(Verdachts-)Stoffen umfasst, in einem öffentlich zugänglichen Dokument dargelegt. Untersucht werden sollte die Belastung der Luft (Luftkonzentrationen, Deposition, Eiskerne), der marinen Umwelt (Oberflächensedimente, Sedimentkerne, Seewasser und verschiedene Biotaarten unterschiedlicher trophischer Stufen), der limnischen Oberflächengewässer (Wasserphase, oberflächennahe Sedimente, Sedimentkerne und Biota) und der terrestrischen Umwelt (Schneedecke, Bodenoberflächen, Torfkerne und Biota, bei letzterem u.a. verschiedene

[5] Nicht autorisierte Telefoninterviews

Raubvogelarten). Hierbei wurden u.a. als Stoffgruppen PAK (z.B. Anthracen, Benzo(a)pyren und Pyren), chlororganische Pestizide und andere POPs wie Dioxine/Furane, PCB und PBDE, die unter die Stockholm-Konvention fallen, sowie Chloralkane C10−13, PCDE, polychlorierte Naphthaline und zum damaligen Zeitpunkt zugelassene Pflanzenschutzmittel (current-use pesticides) berücksichtigt. In der marinen Umwelt sollten zudem die Konzentrationen von TBT in verschiedenen Kompartimenten untersucht werden. Monitoringhandbücher über neuere Zeiträume wurden nicht veröffentlicht. Monitoringergebnisse sind in Form von zusammenfassenden Berichten und Veröffentlichungen zur Belastung durch einzelne Stoffgruppen zugänglich. Das Netzwerk AMAP unterhält keine eigene Datenbank, in der Messdaten zu einzelnen Stoffen sowie Messorte, Messfrequenzen und untersuchte Umweltkompartimente abgefragt werden könnten. Die Ergebnisse des Meereswassermonotorings werden von ICES veröffentlicht (s. hierzu auch Abschnitt 2.2.1), Daten zu Schadstoffkonzentrationen in der Luft sind über die Datenbank NILU EBAS (NILU 2014) zugänglich.

Zur Belastung der Arktis durch POPs erschien 2009 der AMAP-Bericht „Arctic Pollution 2009“ (Nilsson & Huntington 2009), der einen Überblick mit exemplarischer Nennung von Daten über die Belastung der arktischen Umwelt durch polybromierte Flammschutzmittel (PBDE, HBCDD, Polybromierte Biphenyle, Tetrabrombisphenol A u.a.), perfluorierte Verbindungen (u.a. PFOS, PFOA), polychlorierte Naphthaline, Pestizide, die derzeit angewendet werden (Chlorpyrifos, Dacthal, Diazinon, Dicofol, Methoxychlor, Trifluralin und Chlorthalonil)[6], und cyclische Siloxane enthält. Detaillierte Informationen über die Belastung durch POPs können einer Reihe von veröffentlichten Übersichtsartikeln aus dem Jahr 2010 entnommen werden. Im Einzelnen werden folgende Aspekte des Monitorings organischer Schadstoffe thematisiert:

- Monitoring der Atmosphäre 1993 – 2006 (Hung et al. 2010)
- Trends regulierter POPs in Biota (update) (Rigét et al. 2010)
- Belastung der Atmosphäre, der limnischen, marinen und terrestrischen Umwelt incl. Biota durch Bromierte Flammschutzmittel (Polybromierte Diphenylether, HBCDD, Tetrabrombisphenol A, Polybromierte Biphenyle, Decabromdiphenylethan, 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan, Hexabrombenzol, Pentabromethylbenzol, Pentabromtoluol, 1,2-Dibrom-4-(1,2-dibromethyl)cyclohexan) (de Wit et al. 2010)
- Belastung von Luft, Schnee, Sedimenten und Biota durch Polychlorierte Naphthaline (Bidleman et al. 2010)
- Belastung von Luft, Schnee, Süßwasserseen und der marinen Umwelt sowie limnischer, mariner und terrestrischer Biota durch poly- und perfluorierte Substanzen (Butt et al. 2010)
- Verbleib von Endosulfan in der (arktischen) Umwelt (Weber et al. 2010)
- Belastung von Luft, Schnee, limnischer, mariner und terrestrischer Umwelt incl. Biota durch Pestizide, die aktuell eingesetzt werden (Chlorpyrifos, Chlorthalonil, Dacthal,

[6] In niedrigen Konzentrationen wurden zudem Atrazin, Desethylatrazin, Alachlor, Disulfoton, Flutriafol, Terbufos, Fenitrothion, Metolachlor und Methylparathion in limnischen Standgewässern und im Schnee nachgewiesen.

Diazinon, Dicofol, Lindan, Methoxychlor, Pentachlorphenol, Pentachloranisol, Pentachlornitrobenzol und Trifluralin) 2000 – 2007 (Hoferkamp et al. 2010)

- Expositions- und Effektuntersuchungen halogenorganischer Verbindungen in Biota (Letcher et al. 2010)
- Trends der Belastung durch regulierte und neue POPs (Bromierte Flammschutzmittel, fluorierte Verbindungen, Polychlorierte Naphthaline, Endosulfan und derzeit eingesetzte Pestizide) (Muir & de Wit 2010)

In einem aktuellen Bericht wird die Belastung durch POPs, die bereits durch die Stockholm-Konvention reguliert sind, dargestellt (Wilson et al 2014). Ein weiterer Ergebnisbericht über die Belastung der Arktis durch besorgniserregende Stoffe ist für 2015 geplant.

Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and other Organic Pollutants (MONARPOP)

Das Netzwerk Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and other Organic Pollutants (MONARPOP), an dem die fünf Mitgliedstaaten und die Europäische Union beteiligt sind, betreibt ein Überwachungs- und Messprogramm zur Belastung der Alpen durch persistente organische Stoffe (MONARPOP 2006). Die Ergebnisse von MONARPOP werden von der Stockholm-Konvention zur Wirksamkeitsüberwachung genutzt. Eines der Projektziele ist die Untersuchung der Langstreckenverfrachtung von POPs in entlegene alpine Regionen. Bisher wurden sechs Messjahre realisiert, eine Untersuchung über 10 Jahre wird von der Projektleitung als notwendig angesehen, um aussagekräftige Daten zu erhalten. Das Messprogramm umfasst alle Stoffe, die unter die Stockholm-Konvention fallen, und weitere persistente organische Schadstoffe, die an 40 entlegenen Standorten in Deutschland, Österreich, Italien, Slowenien und der Schweiz untersucht werden. An sieben Standorten wird ein Höhenprofil zur Untersuchung vertikaler Trends erstellt. Drei Standorte, an denen mit Einsatz von Aktiv- und Passivsammlern Luftkonzentrationen und Depositionsraten untersucht werden, befinden sich auf Berggipfeln oberhalb der Baumgrenze. Für die übrigen Messstellen wurden Standorte in entlegenen Bergwäldern mit Fichtenbestand ausgewählt, an denen die Konzentrationen in Baumnadeln, Humus und Mineralboden erfasst werden. Im Einzelnen werden die folgenden Stoffgruppen untersucht:

- Dioxine/Furane
- PCB
- 16 PAK (u.a. Anthracen, Benz(a)pyren und Pyren)
- Chlorphenole
- Chlororganische Pestizide
- Polybromierte Biphenylether
- Nitro- und Chlorphenole
- Nonylphenol
- Perfluorierte Verbindungen (u.a. PFOS und PFOA)
- Chlorierte Paraffine (Chloralkane C 10–13 und höherkettige Chloralkane)
- Kurzkettige Chloralkane und Trichloressigsäure

Die Messergebnisse belegen den Langstreckentransport der untersuchten POPs. Fast alle untersuchten Stoffe wurden in den Proben nachgewiesen. Teilweise wird die Belastung aber auch durch lokale Quellen beeinflusst. Die Ergebnisse des ersten Projektzeitraumes wurden in einem Technischen Bericht dargelegt (Offenthaler et al. 2009).

Die positiven Befunde können Hinweise auf das Ferntransportpotenzial und die Persistenz von Stoffen geben. Für einen belastbaren Beleg der Persistenzeigenschaft eines Stoffes wären Daten über längere Zeitreihen erforderlich, die bisher noch nicht vorliegen. Da keine orts- und zeitgleichen Messungen von Schadstoffkonzentrationen in der Luft und in Biota (Vegetation) durchgeführt wurden, sind quantitative Aussagen über die Bioakkumulation der untersuchten Substanzen nicht ableitbar. Eine Bewertung der Bioakkumulation würde zudem durch die Komplexität der Eintragspfade (z.B. Gasphase → Pflanze, nasse und trockene Deposition → Pflanze) erschwert werden.

Das Monitoring im Rahmen von MONARPOP wurde auf nationaler Ebene in Deutschland (Bundesland Bayern), Österreich und der Schweiz fortgesetzt (s. Abschnitt 2.1.5).

European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)

Das European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) basiert auf der UNECE-Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (UNECE 1979). Das europaweite Monitoring der Luftkonzentrationen und Depositionsraten von Schadstoffen ist eines der Hauptelemente von EMEP (2013). Neben anderen Luftschadstoffen umfasst das Programm die langjährige Untersuchung von POPs, die z.B. 2010 an 25 Stationen in Europa gemessen wurden. Die Stoffliste beinhaltet PCBs und Pflanzenschutzmittel, die unter die Stockholm-Konvention fallen, sowie PAK (u.a. Anthracen, Benz(a)pyren und Pyren). Die Messfrequenz variiert je nach Station zwischen täglich und dreimonatlich. Um lokale Einflüsse gering zu halten, sind die Messstationen, die ein großes Gebiet repräsentieren sollen, außerhalb von Siedlungs- und Industriegebieten zu betreiben. Die Messergebnisse sind in Form von Jahresberichten und über ein elektronisches Informationssystem im Internet zugänglich (EMEP 2013, NILU 2014). Für einige Stoffe bzw. Messstationen liegen langjährige Zeitreihen vor.

Das UBA beteiligt sich mit sieben Messstationen an der Überwachung der grenzüberschreitenden Luftverunreinigungen. Die Stationen liegen möglichst weitab von lokalen Emittenten. Erfasst werden neben anderen Schadstoffen die Luftkonzentrationen von POPs bzw. leichtflüchtigen organischen Verbindungen (VOCs). An drei dieser Messstationen (Westerland, Zingst und Schauinsland) werden darüber hinaus die Konzentrationen von POPs im Feinstaub bestimmt. An den Stationen Westerland und Zingst werden zusätzlich die Konzentrationen von POPs im Niederschlag gemessen (Umweltbundesamt 2013a).

Weiterhin betreibt das UBA im Rahmen des „International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems“ (ICP IM) der United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) an zwei Messstellen (Forellenbach/Bayerischer Wald und Neuglobsow-Stechlinsee) ein medienübergreifendes Effektmonitoring zur Erfassung der Wirkungen von Luftschadstoffen auf Waldökosysteme. Organische Schadstoffe werden hierbei nicht untersucht (Umweltbundesamt 2014).

2.3 Auswertung bestehender Konzepte zur Integration des Umweltmonitorings in die nationalen, europäischen und internationalen stoff- und medienbezogenen Regelwerke

Im Rahmen des Projektes wurden die bestehenden Rückkopplungsprozesse bzw. der Informationsaustausch zwischen den Trägern der Umweltmonitoringprogramme und den mit der Stoffbewertung und -regulierung befassten Institutionen ermittelt. Hierzu wurde der Informationsaustausch zwischen den Bundesländern und den zuständigen Bundesbehörden, zwischen den entsprechenden Institutionen fünf weiterer EU-Staaten sowie mit den Institutionen der Europäischen Union und den Trägern internationaler Vereinbarungen (wie z.B. der OSPAR) untersucht. Zum einen wurde die Frage behandelt, inwieweit relevante Daten und Informationen aus der Stoffbewertung und -regulierung Eingang in die Konzepte der Monitoringprogramme finden. Andererseits wurde untersucht, ob und inwieweit ein Rückfluss von Monitoringdaten in die Stoffbewertung und -regulierung stattfindet. Im Fokus dieser Untersuchung stand der Informationsaustausch zu PBT- und PBT-Verdachtsstoffen.

Zur Ermittlung der genannten Rückkopplungsprozesse wurde im Oktober 2011 eine schriftliche Umfrage bei den Trägern der Umweltmonitoringprogramme, insbesondere bei Fachbehörden der Bundesländer sowie ausgewählten Forschungsinstituten, durchgeführt. Die Auswertung dieser Fragebogenaktion wird im Folgenden dargelegt (s. Abschnitt 2.3.1).

Zeitgleich mit der auf Deutschland bezogenen Fragebogenaktion erfolgte eine Erhebung in fünf weiteren Mitgliedstaaten der Europäischen Union. Hierbei wurden im Rahmen einer internationalen Fragebogenaktion die mit den Monitoringprogrammen befassten Behörden und die für die Stoffbewertung und -regulierung zuständigen Institutionen in Frankreich, Großbritannien, den Niederlanden, Dänemark und Schweden kontaktiert. Ziel dieser Umfrage war die Identifizierung bereits existierender Konzepte in den fünf Staaten, die als Empfehlung für die Institutionalisierung bzw. Verbesserung des Informationsaustausches in Deutschland genutzt werden können. Die Ergebnisse dieser Erhebung sind in Abschnitt 2.3.2 dargelegt.

Eine abschließende Bewertung der in Deutschland derzeit bestehenden Rückkopplungsprozesse sowie die Erarbeitung geeigneter Empfehlungen zu deren Verbesserung erfolgt in Kap. 3.

2.3.1 Auswertung der Antworten zur nationalen Umfrage „Informationsaustausch/Rückkopplungsprozesse zwischen Umweltmonitoring und Zulassungsverfahren für bedenkliche Stoffe“

Hintergrund und Adressaten

Im Oktober 2011 wurde eine Umfrage bei den Fachbehörden der Bundesländer, die für das Umweltmonitoring in Oberflächengewässern und in Böden zuständig sind, sowie bei ausgewählten Forschungsinstituten durchgeführt.

Bei der Trägerschaft für die Umweltmonitoringprogramme kommt den entsprechenden Fachbehörden der Bundesländer eine Schlüsselrolle zu. Auch Messprogramme der Internationalen Kommissionen zum Schutz der internationalen Flüsse sowie der Flussgebietsgemeinschaften bzw. Arbeitsgemeinschaften zur Reinhaltung großer Flüsse werden i.d. Regel von den betreffenden Bundesländern umgesetzt. Ebenso erfolgt durch die Bundesländer eine Ergebnisdokumentation in nicht-aggregierter Form und erste Bewertung der Monitoringergebnisse. Zudem betreibt die Mehrzahl der Länder – über die genannten Messprogramme und die gesetzlichen Vorgaben hinausgehend – landesweite Monitoringprogramme, die bedeutende Hinweise über die Belastung der Umwelt mit besorgniserre-

genden Stoffen geben und sich als wichtige Informationsquellen für die Risikobewertung und Regulierung von Stoffen erweisen können.

Der mit dem UBA abgestimmte Fragebogen wurde an die mit dem Oberflächengewässer- und Bodenmonitoring befassten Landesämter versandt. Gleichzeitig wurden die vorgesetzten Landesministerien über den LAWA-AO „Ausschuss Oberflächengewässer" zu der Erhebung informiert. Die Antworten erfolgten überwiegend in Abstimmung mit den Ministerien und sind daher als offizielle Meinungsäußerung zu interpretieren.

Die Rücklaufquote von den Landesämtern, Bereich Gewässermonitoring, betrug 16 von 16 (100%). Dies ist ungewöhnlich und auf die persönlichen Kontakte der Forschungsnehmer im Rahmen eines LAWA-Expertenkreises zurückzuführen. Die Rücklaufquote aus dem Bereich Bodenmonitoring lag bei neun von sechzehn.

Die Aussagekraft der Antworten war sehr unterschiedlich. Teilweise wurden im Nachgang der Fragebogenaktion Rückfragen per E-Mail oder telefonisch abgeklärt.

Im Folgenden werden die wesentlichen Punkte aus den beantworteten Fragebögen getrennt nach Oberflächengewässer- und Bodenmonitoring zusammengefasst. Die Fragen sowie die aggregierten Antworten aus den Bundesländern sind in Anlage 3 dokumentiert.

Gewässermonitoring

Frage 1: Werden im Rahmen der Umweltmonitoringprogramme Daten und Informationen aus der Umweltrisikobewertung von Registrierungs- und Zulassungsverfahren berücksichtigt?

Von welchen nationalen Behörden (z.B. UBA, BVL, BfArM, BfR, BAuA etc.) und europäischen Behörden (z.B. ECHA, EMA, CVMP, CHMP etc.) werden Daten und Informationen berücksichtigt?

Werden z.B. (potenzielle) PBT-Stoffe (gemäß PBT-Kriterien nach REACH-Verordnung) oder POPs (persistent organic pollutants gemäß Stockholmer Konvention) berücksichtigt?

Zur ersten Frage haben fast alle Bundesländer mit „Nein" geantwortet. Der Untersuchungsumfang orientiert sich in erster Linie an den Anforderungen, die sich aus der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie bzw. der OGewV (20. Juli 2011) ergeben. Die Frage, von welchen nationalen und europäischen Behörden Daten und Informationen berücksichtigt werden, wurde differenzierter beantwortet. Am häufigsten wurde das BVL (jährlicher Bericht zu den zugelassenen PSM-Wirkstoffen, Absatz- / Exportmengen) und das UBA selbst (ETOX-Datenbank)[7] genannt. Weiter wurden Daten Dritter wie z.B. von Forschungseinrichtungen und Universitäten genannt. Ein Landesamt (HH) nennt auch die europäische Behörde ECHA.

Ausgewählte PBT-Stoffe / POPs werden im Rahmen der Fließgewässerüberwachung von allen Bundesländern berücksichtigt, soweit:

- einschlägige gesetzliche Grundlagen für Oberflächengewässer existieren bzw. vorgesehen sind (z.B. OGewV 2011, RL 2006/11/EG, EG 2006a, Kandidaten neuer prioritärer

[7] http://webetox.uba.de/webETOX/index.do

bzw. flussgebietsspezifischer Stoffe gem. WRRL etc, hierzu gehören auch die Mehrzahl der Stoffe der POP-Konvention).

- diese Teil von international oder national koordinierten Überwachungsprogrammen sind (z.B. IKSR, IKSE, LAWA etc.).

Weitere Gründe sind für einzelne Bundesländer:

- Wenn spezifische Kenntnisse zur Emissionssituation vorliegen oder wenn orientierende Untersuchungen (z.B. Ergebnisse aus einschlägigen Forschungsvorhaben - national, landesintern, die behördliche Überwachung oder z.B. Untersuchungen der Wasserwerke) eine Relevanz erwarten lassen
- Wenn spezifische Problemlagen erkannt wurden (z.B. PFT)

Nur wenige Landesämter (4) fragen initiativ andere Behörden nach Daten und Informationen. Genannt werden hier das UBA, das BVL und das LALLF (Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei MV). Umgekehrt gibt es auch nur in diesem Bundesland (MV) eine initiative Meldung an das Landesamt: LALLF, Pflanzenschutzdienst (auffällige PSM-Befunde in Oberflächengewässern) und hier ist auch der Informationsaustausch nach einem festgelegten Verfahren geregelt (während der Vegetationszeit zumeist monatlich).

Weiter meldet nur noch BY PSM-Befunde im Grundwasser jährlich an das UBA sowie Grundwasser-Befunde zu PSM, die sich beim BVL in der sog. Fundaufklärung befinden, halbjährlich an das BVL.

Sonstige Informationsquellen (wie z.B. Beiträge von Forschungseinrichtungen zur Umweltrisikobewertung), die bei der Stoffauswahl im Rahmen der Monitoringprogramme berücksichtigt werden, sind:

- Veröffentlichungen in Fachzeitschriften (Mehrfachnennung)
- Informationen über relevante Stoffe aus anderen Bundesländern über LAWA-AKs
- Berichte von UBA, BfG, UFZ und teilweise von Umweltbehörden anderer Bundesländer
- Liste der emerging pollutants des NORMAN-Netzwerkes (eine Nennung)

Zu dem zweiten Anstrich oben ist zu ergänzen, dass seit einigen Jahren eine Liste bei der LAWA geführt wird, in die Stoffe aufgenommen werden, die in einzelnen Bundesländern in Gewässern gefunden wurden. Eine Relevanzprüfung zur Aufnahme in das LAWA-Monitoringprogramm muss in jedem Fall erfolgen. Eine grundsätzliche Relevanzprüfung wird für viele Stoffe in den aktuellen Monitoringprogrammen im Hinblick auf das Ende der Geltungsdauer der EU-RL 2006/11/EG (EG 2006a) zum 31.12.2013 nötig.

Frage 1.2: Nach welchem Konzept wird die Stoffauswahl für die Umwelt-monitoringprogramme durch Ihre Institution ansonsten getroffen?

Hier haben alle Bundesländer, z. T. ausführlich, geantwortet. Danach liegen in vielen Bundesländern per Erlass eingeführte Umweltmonitoringkonzepte vor, die sich prioritär an den gesetzlichen Vorgaben/Anforderungen (WRRL, OGewV) orientieren (teilweise werden „nur noch“ die gesetzlichen Verpflichtungen umgesetzt). Darüber hinaus nutzen einige Bundesländer noch Informationen:

- aus regionaler Kenntnis zur Produktion und Anwendung/Einträgen bestimmter Stoffe

- von Fachtagungen und aus Arbeitskreisen der LAWA (Erfahrungsaustausch)
- von Kenntnissen aus der Abwasserüberwachung
- aus Screening-Untersuchungen an den Alarmstationen
- durch Auswertung des Arzneiverordnungsreports
- durch Kenntnisse aus Literatur und Forschungsprogrammen anderer Institutionen zur Stoffrelevanz.

Frage 2. Werden Institutionen, die mit der Umweltrisikobewertung im Rahmen der Zulassung bedenklicher Stoffe befasst sind, über die Ergebnisse der Umweltmonitoring-programme Ihrer Institution informiert?

Hier benennt nur BY eine Institution – das BVL (s.o.). Die meisten Bundesländer antworten mit „Nein" und es wird darauf hingewiesen, dass die Ergebnisse veröffentlicht und allgemein zugänglich sind (z. B. im Internet). Diejenigen Bundesländer, die mit „Ja" antworten, beziehen dies auf die Bund/Länder-Verwaltungsvereinbarung zum Datenaustausch und geben als initiativ zu informierende Behörde das UBA an. Hiermit verbunden ist auch ein festgelegtes Verfahren (Gewässergütedaten ausgewählter Messstellen werden einmal jährlich an das UBA, FG II 2.4, übermittelt).

Auf Anfragen nationaler oder europäischer Behörden antworten die Bundesländer grund-sätzlich gemäß Umweltinformationsgesetz oder durch Hinweis auf ihre Daten im Internet. Die meistgenannte Behörde, die anfragt, ist das UBA. Weiter werden das BSH, die BfG, das UFZ, sowie Universitäten und Landesämter genannt.

Der Informationsaustausch im Wasser- und Bodenbereich zwischen Bund und Ländern ist nicht gesetzlich, sondern vertraglich geregelt. Es gibt außerdem einen informellen Austausch und insbesondere einen anlassbezogenen Informationsaustausch (z.B. Entwurf und Änderung der Bundes-Bodenschutzverordnung, Klärschlammverordnung, Düngeverordnung, OGewV; Erhebungen bzgl. PFC/ PFT).

Die Antworten auf die Konkretisierung in der Unterfrage „Inwieweit fließen die Ergebnisse der Umweltmonitoringprogramme Ihrer Institution auf nationaler und europäischer Ebene in die Umweltrisikobewertung im Rahmen von Registrierungs- und Zulassungsverfahren bedenklicher Stoffe ein? Gibt es hierfür Beispiele?" zeigen, dass es bei den Bundesländern dazu keinerlei Information gibt. Es wird lediglich die Vermutung geäußert, dass indirekt über das UBA die Ergebnisse der Länder (gemäß der Bund/Länder-Verwaltungsvereinbarung zum Datenaustausch) weiter gegeben werden.

<u>Schlussfolgerung:</u>

Im föderalen System der Bundesrepublik sind die Bundesländer mit ihren Wasserwirtschafts-verwaltungen seit 1963 für die Gewässerüberwachung zuständig. Die oben genannte Bund/Länder-Verwaltungsvereinbarung zum Datenaustausch mit dem UBA dient vornehmlich der Erfüllung internationaler Berichtspflichten. Der Aspekt, dass die Monitoringdaten auch für die Stoffbewertung und -regulierung sinnvoll eingesetzt werden könnten, ist neu und – wie die Auswertung zeigt – bisher nur rudimentär bei den Fachbehörden der Länder angekommen. Das UBA nimmt hier eine Schlüsselstellung ein, weil zum einen eine Vereinbarung zum Datenaustausch mit den Ländern existiert und zum anderen das UBA über den FB IV Chemikaliensicherheit zusammen mit anderen Bundesbehörden in die Stoffbewertung und -

regulierung eingebunden ist. Die Ansätze und Möglichkeiten, die sich daraus ergeben, werden in Kap. 3 und 4 weiter ausgeführt.

Bodenmonitoring

Den Bodenbereichen in den sechzehn Landesämtern wurde der gleichlautende Fragebogen wie den Ansprechpartnern in den Wasserbereichen übersandt. Wie anfangs erwähnt war die Rücklaufquote deutlich niedriger – für einen Teil der Fragen gab es nur von ein bis drei Bundesländern eine Antwort. Die Ergebnisse sind daher als nicht so repräsentativ einzustufen wie die aus dem Wasserbereich. Zur weiteren Klärung wurde auch mit der FG II 2.7 Bodenzustand/Bodenmonitoring des UBA telefonisch Kontakt aufgenommen.

Frage 1: Werden im Rahmen der Umweltmonitoringprogramme Daten und Informationen aus der Umweltrisikobewertung von Registrierungs- und Zulassungsverfahren berücksichtigt?

Von welchen nationalen Behörden (z.B. UBA, BVL, BfArM, BfR, BAuA etc.) und europäischen Behörden (z.B. ECHA, EMA, CVMP, CHMP etc.) werden Daten und Informationen berücksichtigt?

Werden z.B. (potenzielle) PBT-Stoffe (gemäß PBT-Kriterien nach REACH-Verordnung) oder POPs (persistent organic pollutants gemäß Stockholmer Konvention) berücksichtigt?

Hier gibt es lediglich zur Frage nach den POPs aus drei Bundesländern positive Antworten, wobei BW die Antwort noch einmal zwischen Bodenbereich und Vogeleier im terrestrischen Bereich („BW-Biotamonitoring“) differenzierte. Weiterhin wurden aus SN und MV noch Antworten aus dem „Forst“-Bereich gemeldet.

In BW werden im Bodenmonitoring ausgewählte POPs gem. Stockholmer Konvention (z. B. Aldrin, Chlordan, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, HCB, HCH, PCB, DDT, PCDD/F) untersucht. In SN und MV auch noch zusätzlich die PAK (16 EPA-Stoffe) und die DDT-Gruppe im Bodenmonitoring berücksichtigt.

Nur ein Landesamt (SN) steht in einem Informationsaustausch mit den Fachbehörden zweier anderer Bundesländer (hier NI und BW). Der Informationsaustausch ist informell, es besteht kein festgelegtes Verfahren.

Sonstige Informationsquellen, die bei der Stoffauswahl im Rahmen der Monitoringprogramme berücksichtigt werden, sind Zeitschriften wie: Bundesgesundheitsblatt, Environmental Science Europe (vormals UWSF), Environmental Science and Pollution Research, Environmental Health Perspectives, Umweltmedizin in Forschung und Praxis und Netzwerke wie GDCh-AK „Umweltmonitoring“, „NORMAN“.

Frage 1.2. Nach welchem Konzept wird die Stoffauswahl für die Umweltmonitoringprogramme durch Ihre Institution ansonsten getroffen?

Zu dieser Frage gab es von acht Bundesländern ausführliche Antworten. Danach wird überwiegend die Parameterliste des Konzepts zur Einrichtung von Boden-Dauerbebachtungsflächen angewendet. Darüber hinaus nutzen einige Bundesländer zusätzlich Informationen:

- über Stoffe mit Referenzwerten in gesetzl. Regelungen oder Vollzugshilfen (BBodSchV; DüMV, LAGA techn. Regeln, etc.);

- aus der Ermittlung von Hintergrundgehalten relevanter Umweltschadstoffe (wie PCB, PAK)
- aus anlassbezogenen Untersuchungen nach Anforderungen
- auf der Basis der Auswertung von Informationen aus der nationalen und internationalen Fachliteratur

Wichtige Kriterien für die Auswahl der Stoffe sind Toxizität, Akkumulationspotential in Böden, toxische Wirkung auf Bodenorganismen, Eintrag ins Grundwasser, Transfer in Pflanzen. Bei dem Vogeleiermonitoring wird auch gezielt nach PBT-Stoffen gesucht (BW-Biotamonitoring).

Frage 2: Werden Institutionen, die mit der Umweltrisikobewertung im Rahmen der Zulassung bedenklicher Stoffe befasst sind, über die Ergebnisse der Umweltmonitoringprogramme Ihrer Institution informiert?

Zu dieser Frage und den hierzu gehörenden Teilfragen dazu sind aus den Bundesländern keine aussagekräftigen Antworten eingegangen. Lediglich für das Biotamonitoring in BW gibt es einen Informationsaustausch über den GDCh-AK „Umweltmonitoring“ und über Fachveröffentlichungen. Als Institution, die auf Anfrage informiert wird, wird das UBA genannt.

Zusammenfassung eines Gesprächs mit Dr. Frank Glante (UBA, FG II 2.7) zu Kommunikationsstrukturen im Bereich Bodenmonitoring an Stelle einer Schlussfolgerung (Stand November 2011):

Da es im nationalen Kontext eine Berichtspflicht vergleichbar mit der Bund-Länder-Vereinbarung für das Oberflächengewässermonitoring im Bodenbereich bislang nicht gibt, ist der Datenfluss entsprechend geringer. Ebenso gibt es bisher keine verbindlich festgelegten Berichtspflichten auf EU-Ebene. Ein gewisser Datenfluss besteht zwischen UBA und JRC (z.B. Bericht über kontaminierte Flächen).

Das UBA ist mit folgenden Programmen befasst:

- Bodendauerbeobachtung
- Bodenzustanderhebung II (BZE)
- Dioxindatenbank

<u>Bodendauerbeobachtung:</u>

Die Bodendauerbeobachtung wird durch die Länder durchgeführt. Eine Veröffentlichung der Daten erfolgt auf Landesebene. Das UBA fragt die Daten bei den Ländern ab und pflegt sie in eine hauseigene Datenbank ein. Die Datenbank dient der hausinternen Information, z.B. werden Daten für FuE-Vorhaben abgefragt. Das UBA veröffentlicht keine Daten und liefert sie auch nicht z.B. an eine Behörde auf EU-Ebene weiter. Eine Veröffentlichung erfolgt indirekt im Rahmen von Forschungsvorhaben, für die die Daten genutzt werden. Auch im Bodenschutzbericht der Bundesregierung werden die Daten zumeist nicht dargestellt.

Die Messungen erfolgen mit einem zeitlichen Mindestabstand von fünf Jahren. Es gibt daher keinen regelmäßigen Datenfluss ans UBA. Die einzelnen Länder messen in unterschiedlichen Zeitfenstern und mit unterschiedlichen Methoden. Dieser Umstand macht eine Vereinheitlichung recht schwierig. Die einzelnen Bundesländer sind unterschiedlich weit mit ihren Programmen. Baden-Württemberg führt bereits die dritte Wiederholung durch. Als Schadstoffe werden Schwermetalle und org. Verbindungen, aber „keine Exoten“ berücksichtigt.

Die Stoffauswahl richtet sich nach den Stoffen, die in der Bodenschutz-Verordnung genannt sind.

Weitere Einzelheiten zum Datenfluss bei der Bodendauerbeobachtung können der „Verwaltungsvereinbarung zwischen Bund und Ländern im Umweltbereich“ entnommen werden.

Neben der Dauerbeobachtung gibt es Surveys wie die BZE.

Bodenzustanderhebung II (BZE):

Die Federführung für die BZE liegt beim Bundesministerium für Landwirtschaft. Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und das UBA beteiligen sich an diesem Programm. An einem Viertel der Messstellen werden auch organische Schadstoffe gemessen. BZE I erfolgte 1986 bis 1992, BZE II ab 2008.

Dioxindatenbank:

Die von Dr. Frank Glante erteilten Informationen zur Dioxindatenbank sind in Absatz 2.1.5 dargelegt.

2.3.2 Auswertung der Antworten zur internationalen Umfrage „Chemisches Monitoring und Risikobewertung“

Hintergrund

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde eine Umfrage in fünf europäischen Staaten durchgeführt, um die gängige Praxis des Informationsflusses und Austausches zwischen Institutionen und Personen, die in den Bereichen Umweltmonitoring (chemisch-analytische Untersuchungen) sowie Risikobewertung von Chemikalien (Pflanzenschutzmittel, Biozide, Human- und Veterinär-Arzneimittel, REACH-Chemikalien) tätig sind, zu untersuchen.

Da die Rückläufe keine offiziellen Antworten der zuständigen nationalen Stellen sind, sind die Ergebnisse in erster Linie als persönliche Wertungen der Befragten zu sehen. Teilweise gibt es auch leicht widersprüchliche Antworten aus einem Staat.

Der Fragebogen war zwar zweigeteilt mit Fragen an Personen, die in der Risikobewertung tätig sind, und an Ansprechpartner, die für das Monitoring zuständig sind. In den meisten Antworten wurden aber beide Aspekte behandelt, so dass sich einen gewisse Redundanz ergibt. Für die Auswertung wurden die Antworten daher zusammengefasst. Zudem wurden in den Antworten Hinweise auf Webadressen und Berichte gegeben.

Im unten stehenden Abschnitt ‚Ergebnisse der Auswertung‘ werden die wichtigsten Punkte aus den beantworteten Fragebögen zusammengefasst. Die Fragen sowie die aggregierten ausführlichen Antworten der TeilnehmerInnen der Umfrage sind in Anlage 4.1 dokumentiert. Anlage 4.2 enthält eine Übersicht über die relevanten Monitoringprogramme in Dänemark, UK, Schweden und den Niederlanden, die auf der Basis der Umfrageergebnisse erstellt wurde.

Auswahl der Adressaten

Für die in der Umfrage berücksichtigten Staaten Dänemark (DK), Frankreich (FR), Niederlande (NL), Schweden (SE) und Vereinigtes Königreich (UK) wurden über vorhandene Kontakte sowie zusätzliche Internetrecherchen die zuständigen Stellen für die Risikobewertung für die verschiedenen Stoffgruppen bzw. Regelungsbereiche soweit möglich identifiziert. Außerdem

wurden die in diesen Staaten relevanten Organisationen, die im Monitoring tätig sind, recherchiert (Stichworte z.B. Wasserrahmenrichtlinie, Umweltprobenbanken). Darüber hinaus wurden auch internationale Organisationen und Behörden, die in den genannten Feldern tätig sind, berücksichtigt (z.B. OSPAR Commission, Europäische Chemikalienagentur ECHA). Wann immer möglich, wurden die E-Mails mit den Fragebögen an Personen und nicht an allgemeine E-Mail-Adressen der Institutionen versandt.

Der mit dem UBA abgestimmte Fragebogen wurde im Oktober 2011 versandt. Alle bis Ende November 2011 eingegangenen Antworten wurden für die Auswertung berücksichtigt. Teilweise waren die angeschriebenen Personen nicht oder nicht mehr zuständig. In diesen Fällen wurden dann die benannten neuen AnsprechpartnerInnen kontaktiert. Teilweise wurden die Fragebögen auch direkt von den kontaktierten Personen an kompetente BearbeiterInnen weitergeleitet.

Der Fragebogen wurde an insgesamt 60 Personen in ca. 35 Organisationen in den fünf Staaten gesandt. Für die Auswertung konnten zehn ausgefüllte Fragebögen aus vier Staaten (keine Antwort aus Frankreich) und von einer internationalen Organisation berücksichtigt werden:

- Danish Nature Agency (DK-NA)
- Danish Environmental Protection Agency (DK-EPA) (2 Antworten)
- Aarhus University, Dänemark (DK-AU)
- UK Environment Agency (UK-EA)
- UK Veterinary Medicines Directorate (UK-VMD)
- Dutch National Institute for Public Health and the Environment (NL-RIVM)
- Dutch Board for the Authorisation of PPP and Biocides (NL-Ctgb)
- Swedish Medical Products Agency (SE-MPA)
- Swedish Environmental Protection Agency (SE-EPA)
- OSPAR Commission (OSPAR).

In den meisten Staaten liegen die Verantwortlichkeiten für das Umweltmonitoring und die Zulassung bzw. Registrierung von Stoffen und Produkten bei unterschiedlichen zuständigen Stellen (Tab. 4). Meistens sind auch für unterschiedliche Regelungsbereiche verschiedene Stellen zuständig. Beispielsweise gibt es häufig eine separate Stelle für die Bewertung von Arzneimittelwirkstoffen.

Tab. 4 Verantwortlichkeit für die Stoffbewertung nach Regelungsbereichen für die vier Staaten, aus denen Antworten im Rahmen der Umfrage erhalten wurden.

	REACH	**Pflanzenschutzmittel**	**Biozide**	**Human- und Veterinär-Arzneimittel**	**Anmerkungen**
Dänemark (DK)	Danish Ministry of the Environment; DK-EPA	Danish Ministry of the Environment; DK-EPA	Danish Ministry of the Environment; DK-EPA	Danish Medicinal Agency	DK-EPA ist verantwortlich für die Ableitung von Umweltqualitätsnormen (für Stoffe aller Regelungsbereiche)
Vereinigtes Königreich (UK)	Health and Safety Executive, UK-EA	Health and Safety Executive	Health and Safety Executive	Veterinary Medicines Directorate	zuständig für Offshore-Chemikalien: CEFAS; zuständig für OSPAR: Department of the Environment, Food And Rural Affairs gemeinsam mit UK-EA und CEFAS
Niederlande (NL)	Bureau REACH angesiedelt beim RIVM	Dutch Board for the Authorisation of PPP and Biocides (Ctgb)	Dutch Board for the Authorisation of PPP and Biocides (Ctgb)	Medicine Evaluation Board (CBG www.cbg-meb.nl)	CBG und Ctgb können Bewertungsaufträge an externe Einrichtungen kontraktieren (z.B. RIVM)
Schweden (SE)	Chemicals Agency	Chemicals Agency	Chemicals Agency	Medical Products Agency (MPA)	Verantwortlich für das Monitoring: SE-EPA

Ergebnisse der Auswertung

Fragenkomplex 1:
Werden Monitoringdaten in der Stoffbewertung genutzt, um beispielsweise einen möglichen Langstreckentransport oder die Bioakkumulation/Biomagnifikation in Wildtieren zu belegen (z.B. um die Persistenz und Bioakkumulation potenzieller PBT-Stoffe zu untersuchen)?

In den Niederlanden werden Monitoringdaten, die den Langstreckentransport von Stoffen belegen, im Kontext der PBT-Stoff- und POP-Bewertung verwendet (NL-RIVM). Außerdem werden Überschreitungen der UQN sowie von Trinkwassergrenzwerten für Pflanzenschutzmittel und teilweise auch für Biozide im Zulassungsprozess bewertet (NL-Ctgb).

In Schweden werden Monitoringergebnisse vorwiegend genutzt, um Erfolgskontrollen durchzuführen (Monitoring von Stoffen, für die Verwendungsverbote bestehen, Überwachung des phase-out; SE-EPA).

Monitoringdaten zur Bioakkumulation/Biomagnifikation von Stoffen in Wildtieren (Vögel, Säugetiere) wurden in Dänemark bei der Bewertung bestimmter Pflanzenschutzmittel- bzw. Biozidwirkstoffe berücksichtigt (Anti-Koagulanzien; DK-NA / DK-EPA). Darüber hinaus beschränkt sich die Nutzung von Monitoringdaten für die Risikobewertung häufig auf den Abgleich mit vorliegenden Umweltqualitätsnormen (UQN), z.B. für prioritäre Stoffe im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie (DK-NA / DK-EPA). Hieraus leiten sich gegebenenfalls Konsequenzen ab.

In UK werden zwar prinzipiell bei der Stoffbewertung im Rahmen von REACH Hinweise aus dem Monitoring auf einen möglichen Langstreckentransport von Stoffen berücksichtigt (Nachweis in abgelegenen Regionen bzw. in Organismen aus entlegenen Gebieten). Zur Bewertung der potentiellen Bioakkumulation/Biomagnifikation sind Monitoringdaten dagegen häufig nicht ausreichend (z.B. Nachweis in Organismen, aber keine Konzentrationswerte für Umweltmedien) und nicht ausreichend repräsentativ, so dass dieser Aspekt nicht beurteilt werden kann (s. Abschnitt 4.1.1, 5.1.4 und 5.1.5). Eine andere Schwierigkeit ist, dass nicht immer evident ist, aus welchen Quellen die nachgewiesene Belastung stammt.

Im Rahmen von OSPAR werden Monitoringdaten, die den Langstreckentransport von Stoffen in die Arktis belegen, verwendet, um zur Risikobewertung von Stoffen auf internationaler Ebene beizutragen (z.B. für HBCDD mit Daten zu Luft- und Biotakonzentrationen in Spitzbergen; OSPAR Quality Status Report 2010, http://qsr2010.ospar.org/en/ch05.html).

Ähnliches wie auf OSPAR trifft auch auf das Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) zu, in dem seit Mitte der 1990er Jahre Daten für umfassende Stoffbewertungen erarbeitet und für die Nutzung in internationalen Konventionen wie der Stockholm-Konvention zur Verfügung gestellt werden (s. Abschnitt 2.2.2). Bewertungen für Stoffe, die als für die Arktis besorgniserregend angesehen werden, erfolgen in 5-Jahreszeiträumen.

Fragenkomplex 2:
Gibt es eine regelmäßige Rückkopplung oder einen formalen Informationsaustausch zwischen Institutionen, die im Monitoring tätig sind, und denen, die für die Stoffbewertung verantwortlich sind?

Für das nationale Monitoringprogramm (NOVANA) erfolgt in Dänemark ein formaler Informationsaustausch zwischen der für das Monitoring zuständigen Organisation (DK-NA) und der DK-EPA. Dies gilt beispielsweise für die Auswahl der Stoffe für das Monitoring, die Kommentierung der Monitoringberichte und die Verwendung der Monitoringergebnisse. Dänemark berücksichtigt in Monitoringprogrammen insbesondere solche Stoffe, von denen erwartet wird, dass sie in großen Mengen in die Umwelt eingetragen werden oder dass der Eintrag aus unterschiedlichen Quellen erfolgt. Bestimmte Pflanzenschutzmittel und Biozide wurden in der Vergangenheit gelegentlich in Monitoringprogramme aufgenommen, wenn durch die Zulassungsstelle die Notwendigkeit von Monitoringdaten identifiziert wurde. Die Monitoringdaten werden in Dänemark via Internet publiziert (jährlich zum 1. April). Außerdem werden die Messergebnisse in jährlichen (Grundwasser) bzw. mehrjährigen Berichten (Oberflächengewässer) veröffentlicht. Vor der Veröffentlichung erhält die für die Pflanzenschutzmittel-Zulassung zuständige Stelle die Daten zur Kommentierung (DK-NA / DK-EPA). Pflanzenschutzmittelwirkstoffe, die im Grundwasser nachgewiesen werden, werden direkt an das Umweltministerium berichtet (DK-NA). In der Folge werden solche Stoffe dann für die Trinkwasserüberwachung obligatorisch. Grundwasseruntersuchungen im Rahmen des Danish Pesticide Leaching Assessment Program (PLAP) dienen als Frühwarnsystem. Wenn zugelassene Pflanzenschutzmittelwirkstoffe oder deren Transformationsprodukte trotz ordnungsgemäßem Gebrauch im Grundwasser nachgewiesen werden, sollen die Daten aus dem Programm auch die Basis für eine eventuelle Neubewertung der Stoffe durch die DK-EPA darstellen (gegebenenfalls Entzug der Zulassung oder Einschränkungen beim Gebrauch). Bislang wurde aber kein explizites Nachzulassungs-monitoring[8] für Pflanzenschutzmittel- und Biozidwirkstoffe eingerichtet. Zur Grundwasser-Thematik findet wöchentlich ein Treffen zwischen den für das Monitoring und die Bewertung zuständigen Stellen statt (DK-EPA). Neben der Diskussion der Ergebnisse erfolgt in diesem Gremium auch die Planung neuer Monitoringprogramme in diesem Bereich. REACH-relevante Stoffe werden in Dänemark derzeitig noch nicht im Monitoring abgedeckt, da die Planung für das gegenwärtige Monitoringprogramm vor Abschluss der ersten REACH-Registrierungen bzw. -Zulassungen erfolgte (DK-EPA).

In den Niederlanden gibt es ebenfalls im Bereich Grundwasser/Trinkwasser regelmäßige Kontakte zwischen der Zulassungsstelle (Ctgb) und dem Trinkwasserrat (Drinking Water Board VEWIN/RIWA). Bei hinsichtlich Leaching kritischen Pflanzenschutzmittel- bzw. Biozidwirkstoffen werden Monitoringdaten dann bei der (Wieder-)Zulassung berücksichtigt (Cornelese et al. 2003, de Werd & Kruijne 2011). Damit wird in den Niederlanden im Bereich Oberflächengewässer ein Nachzulassungsmonitoring betrieben (NL-Ctgb). Monitoringdaten zu Pflanzenschutzmitteln verschiedener niederländischer Organisationen werden im Internet verfügbar gemacht und in Relation zu UQN (z.B. national abgeleitete UQN für flussgebietsspezifische Stoffe sowie EU-weit geltende UQN für prioritäre Stoffe im Kontext der

[8] Ausführliche Informationen zum Nachzulassungsmonitoring s. Kap. 6

Wasserrahmenrichtlinie, EG 2000) oder anderen geeigneten Qualitätszielen gesetzt (Pflanzenschutzmittelatlas www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl; Institute of Environmental Sciences, Royal Haskoning, Waterdienst, Association of Dutch Water Companies, Ctgb). Aktualisierungen erfolgen jährlich. Für Grundwasser sind Daten über eine weitere Internetdatenbank, die vom RIVM betreut wird, zugänglich (www.rivm.nl/Onderwerpen/L/Landelijk_Meetnet_Grondwaterkwaliteit/Resultaten). Die im Monitoring tätigen niederländischen Organisationen (Ctgb, Waterdienst) nutzen auf der anderen Seite Daten aus der Zulassung für ihre Planungen, werden aber nicht direkt über eventuell relevante Ergebnisse aus der Stoffbewertung informiert. Es besteht jedoch die Möglichkeit der Information im Internet, da die Bewertungsentscheidungen publiziert werden. Bei der Identifizierung von prioritären Stoffen als Teil der niederländischen Chemikalienrisiko-Politik werden u.a. auch Monitoringdaten verwendet. Für Industriechemikalien hat das niederländische Umweltministerium (Dutch Ministry of Infrastructure and Environment) im Jahr 2011 eine neue Methodik eingeführt, mit der Chemikalien als prioritäre Stoffe identifiziert werden sollen (de Poorter et al. 2011). Dabei werden die unter REACH zu meldenden Stoffdaten für die Bewertung genutzt. Monitoringdaten der niederländischen prioritären Stoffe werden jährlich hinsichtlich möglicher Risiken ausgewertet. Die nationale Liste prioritärer Stoffe wird jährlich überprüft und aktualisiert. Während der Informationsaustausch zwischen Monitoring und Stoffbewertungsstellen in den Niederlanden für den Trinkwasserbereich und das Monitoring auf Pflanzenschutzmittel formalisiert ist (s.o.), ist er dagegen für den Bereich der REACH-Chemikalien, Arzneimittel und Biozide nicht formal implementiert. Ein Austausch erfolgt hier über informelle Netzwerke der Experten der zuständigen Stellen. Auf diese Weise können beispielsweise Anregungen gegeben werden, bestimmte Stoffe in Monitoringprogrammen zu berücksichtigen. In der Vergangenheit wurde in den Niederlanden aber auch ein Informationsaustausch zu bestimmten Fragestellen auf einer *ad hoc*-Basis organisiert (NL-RIVM).

Als POP identifizierte Stoffe, die für Schweden relevant erscheinen, werden in die Monitoringprogramme aufgenommen (SE-EPA). Für das Oberflächengewässermonitoring in Schweden gemäß Wasserrahmenrichtlinie werden gegebenenfalls nationale UQN abgeleitet, falls eine Einleitung neuer Stoffe erfolgt oder die gegenwärtigen Regelungen für bestimmte Stoffe nicht ausreichend erscheinen. Ein Nachzulassungsmonitoring für Pflanzenschutzmittel- und Biozidwirkstoffe wird in Schweden nicht durchgeführt. Zu Arzneimitteln gibt es gelegentlich Anfragen aus dem Monitoring an die Bewertungsstelle. Für die schwedischen Monitoringprogramme finden zweimal pro Jahr Treffen mit Fachbeiräten statt, die teilweise auch in den für die Bewertung zuständigen Einrichtungen arbeiten. In diesem Gremium werden Empfehlungen erarbeitet, welche Stoffe in Monitoringprogrammen berücksichtigt werden sollen. Daneben findet auch ein informeller Austausch zwischen Vertretern der verschiedenen Organisationen auf verschiedenen Tagungen und Sitzungen statt.

Einen formalen Informationsaustausch zwischen Monitoring- und Stoffbewertungsstellen gibt es im UK nicht, doch werden auf konkrete Anfragen Monitoringergebnisse zur Verfügung gestellt (UK-EA). Ein informeller Austausch erfolgt gelegentlich zu bestimmten Programmen (z.B. Wildtiermonitoring). Im Bereich der Arzneimittel ist ein quartalsweiser Austausch organisiert (UK-VMD). Auf informelle Weise gelangen auch Informationen über Stoffe, die von der Bewertungsstelle priorisiert werden, an die Einrichtung, die für das nationale GC-MS-Screening-Programm verantwortlich ist (UK-EA). Somit gibt es im UK nur gelegentlich eine Rückkopplung zwischen Stellen, die für das Umweltmonitoring verantwortlich sind, und den Institutionen, die

die Stoffbewertung durchführen und für die Zulassung bzw. Registrierung zuständig sind. Allerdings wurden in einigen Fällen Erkenntnisse aus dem Routinemonitoring für die Stoffbewertung verwendet. Daten aus dem *non target*-Screening (National Laboratory Service's GC-MS screen) können Hinweise auf Stoffe liefern, die prioritär zu bewerten sind (z.B. im REACH-Kontext) oder für die UQN abzuleiten sind (WRRL). Dagegen erfolgt keine automatische Berücksichtigung von Stoffen im Monitoring, die im Rahmen der Bewertung als PBT-Stoffe eingestuft werden. Generell werden Angebote zur Erhebung spezifischer Monitoringdaten, um das Ausmaß einer Exposition zu erfassen, von den Zulassungsstellen eher zurückhaltend genutzt. Bei der Bewertung des Umwelteintrags von Desinfektionsmitteln, die für die Behandlung von Schafen eingesetzt werden, wurden allerdings Monitoringdaten verwendet. In der Folge wurde bestimmten Wirkstoffen die Zulassung entzogen. Ein Wildtiermonitoring (Wildlife Incident Investigation Scheme WIIS), das von der UK Food and Environment Research Agency (FERA) betrieben wird, ist als Nachzulassungsmonitoring konzipiert (Stoffbewertungen können verifiziert und der Erfolg der Zulassungsprozesses beurteilt werden; Zulassungsentscheidungen können auf Basis der Monitoringergebnisse angepasst werden).

Im UK werden zusätzliche Möglichkeiten für die engere Integration von Monitoring und Stoffbewertung gesehen. Monitoringdaten spielen im UK bereits eine wichtige Rolle bei der Priorisierung von Stoffen für die Risikobewertung (z.B. im Rahmen von REACH). In Zukunft könnte das Nachzulassungsmonitoring für Pflanzenschutzmittel und Biozide (und eventuell auch für Tierarzneimittelwirkstoffe) stärker im Zulassungsverfahren berücksichtigt werden (z.B. als Bedingung bei der Zulassung bei Stoffen, für die bestimmte Bewertungsaspekte unsicher erscheinen oder bei denen der Risikoquotient PEC/PNEC nahe bei 1 liegt). Der Bedarf wird bei der terrestrischen Risikobewertung höher angesehen als im aquatischen Bereich (höhere Unsicherheiten). Im UK wird auch davon Gebrauch gemacht, die Inverkehrbringer stärker am Monitoring zu beteiligen. Beispielsweise forderte die UK-EA die Durchführung eines Monitorings für Decabromdiphenylether (bromiertes Flammschutzmittel). Für diesen Stoff wurde ein 10-Jahresprogramm eingerichtet (Trenduntersuchungen parallel zu Risikomanagement-Maßnahmen). Für die Organosiloxane D4 (Octamethylcyclotetrasiloxan) und D5 (Decamethylcyclopentasiloxan) wurden Feldstudien zur Bestimmung eines Trophischen Biomagnifikationsfaktors initiiert (unter Berücksichtigung abgelegener Regionen). Für Chloralkylphosphat-Flammschutzmittel wurde ein standortspezifisches Messprogramm gefordert, dass es ermöglicht, die Emissionsabschätzungen zu verifizieren. Es gibt auch erste Überlegungen im UK, REACH-Zulassungen kritischer Stoffe gegebenenfalls mit Monitoringauflagen zu verknüpfen.

Für Arzneimittelwirkstoffe gibt es anscheinend bislang weder in einem der hier betrachteten Staaten noch in den EU-Regelungen für diese Stoffgruppe eine Berücksichtigung von Monitoringdaten im Zulassungsprozess. Auch scheinen relevante Informationen aus der Zulassung von Arzneimittelwirkstoffen nicht an Monitoring-Institutionen weitergegeben zu werden.

Bei OSPAR ist ein regelmäßiger Austausch zwischen den Gruppen, die im Umweltmonitoring tätig sind, und Personen, die Stoffbewertungen durchführen, dadurch gegeben, dass Vertreter aus beiden Bereichen im HASEC Komitee (Hazardous substances and eutrophication Committee) zusammenarbeiten. In diesem Gremium werden Stoffe für die 'List of substances for Priority Action' und die 'List of Substances of Possible Concern' identifiziert. Für die Stoffe, für die prioritär Maßnahmen ergriffen werden sollen, wurden Monitoringstrategien vereinbart (OSPAR Agreement 2004-14, aktualisiert im Jahr 2006).

Im Rahmen von AMAP gibt es im Wesentlichen eine informelle Kommunikation mit Stellen, die im Bereich der Stoffbewertung zuständig sind.

2.3.3 Schlussfolgerungen aus der nationalen und internationalen Umfrage zum Informationsfluss zwischen Monitoring und Stoff-Risikobewertung – Empfehlungen für Deutschland

Die Auswertung der internationalen Umfrage zeigt, dass es in den vier Staaten, aus denen Rückmeldungen vorlagen – wie bislang in Deutschland auch – nur wenig formale Abstimmung zwischen Organisationen, die ein Monitoring durchführen, und Institutionen, die für die Stoffrisikobewertung zuständig sind, gibt. Positiv erscheint das Beispiel Dänemark, wo für das nationale Monitoringprogramm (NOVANA) ein formaler Informationsaustausch zwischen der Danish Nature Agency (DK-NA, Monitoring) und der Danish Environmental Protection Agency (DK-EPA, Stoff-Risikobewertung) eingerichtet ist. In den Antworten aus anderen Staaten wird teilweise auch der Wunsch erkennbar, zu einer besseren Vernetzung zu kommen (z.B. UK).

Bei den Antworten geht es in erster Linie auch um die Nutzung der reinen Monitoringdaten (z.B. MEC – *measured environmental concentrations*) oder um einen Abgleich mit Umweltqualitätsnormen. Hinweise auf eine weitergehende Nutzung z.B. hinsichtlich des Belegs der möglichen Biomagnifikation eines Stoffes im Nahrungsnetz auf Basis von Monitoringdaten, wurden nicht erhalten.

Auf Basis der Antworten aus der Umfrage in den vier EU-Staaten und den Ergebnissen der Umfrage zu Kommunikationsprozessen in Deutschland werden folgende Empfehlungen getroffen:

- Daten aus Monitoringprogrammen sollten möglichst zentral gesammelt werden (z.B. wie für das LAWA-Messnetz für Oberflächengewässer-Untersuchungen beim Umweltbundesamt)
- Daten aus den Umweltmonitoringprogrammen sollten veröffentlicht werden (oder zumindest für Fachnutzer zugänglich gemacht werden), möglichst in Internet-basierten Datenbanken. Hier sind die Datenbank der LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) oder das Internetportal der Umweltprobenbank als positive Beispiele zu nennen. Auch das Dioxin-Portal, das vom Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit dem Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) und dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) betrieben wird und Hintergrundinformationen, Ergebnisse von Messprogrammen sowie aktuelle Informationen zum Thema Dioxine bietet, kann als Leitbild dienen (http://www.pop-dioxindb.de/).
- Ergebnisse von Stoff-Risikobewertungen sollten, soweit möglich, veröffentlicht werden (Beispiel: ECHA-Liste der SVHC-Kandidaten; http://echa.europa.eu/web/guest/candidate-list-table). Wenn möglich, sollten auch konkrete Bewertungsmaßstäbe für Monitoringuntersuchungen zur Verfügung gestellt werden (Umweltqualitätsnorm oder PNEC für das entsprechende Kompartiment; Beispiel Irgarol-Datenblatt mit Umweltqualitätsnorm für Oberflächengewässer). Dies würde eine direkte Nutzung der Monitoringdaten zur Umweltqualitätsbeurteilung durch die durchführende Institution erlauben. Für Stoffe, für die keine Monitoringobligationen bestehen und keine Qualitätsnormen vorliegen, könnte es ohne solche Begründung schwierig sein, finanzielle Ressourcen für Messkampagnen zu erhalten.

- Die Anforderungen aus der Stoff-Risikobewertung an relevante Informationen aus Monitoringprogrammen zu spezifischen Stoffe sollten klar spezifiziert werden (welche zusätzlichen Daten sind erforderlich, beispielsweise Messungen in Nahrungsnetzen zum Beleg einer möglichen Biomagnifikation).
- Über die Einrichtung von wissenschaftlichen Beiräten für wichtige Monitoringprogramme könnten WissenschaftlerInnen aus der Stoff-Risikobewertung in die Diskussion über die Aufnahme von zusätzlichen Stoffen in das Monitoring eingebunden werden. Ein Beispiel hierfür ist der UBA-interne Begleitkreis der Umweltprobenbank.
- Nutzung von Foren wie dem NORMAN-Netzwerk, um einen Austausch zwischen beiden Bereichen zu verbessern. Auch die im zweijährigen Abstand organisierten Umweltbeobachtungskonferenzen im deutschsprachigen Raum könnten ein Forum für eine Kommunikation zwischen WissenschaftlerInnen aus der Stoff-Risikobewertung und den Monitoring-Institutionen sein.

2.4 Übersicht über verwendete Probenahme- und Analyseverfahren

Anforderungen an die Analyseverfahren im Rahmen der der Stoffbewertung und des Umweltmonitorings sind durch unterschiedliche Vorschriften geregelt. Einer der wichtigsten Gründe, warum ein neuer Stoff nicht frühzeitig in den Monitoringprogrammen berücksichtigt wird, ist das Fehlen einer geeigneten, ausreichend empfindlichen analytischen Methode.

Im Folgenden werden die Anforderungen an die Analysenverfahren in der Stoffbewertung und im Umweltmonitoring beschrieben. Anschließend erfolgt eine exemplarische Gegenüberstellung anhand zweier Beispiele. Hierbei werden der OECD-Prüfrichtlinien 308 (Abbautest im Wasser/Sediment-System, OECD 2002a) und 305 (Bioakkumulationstest, OECD 2012), die in der Stoffbewertung eingesetzt werden, den entsprechenden Verfahren, die im Umweltmonitoring angewandt werden, gegenübergestellt. Anlage 5 beinhaltet als ergänzende Informationen eine exemplarische Kurzbeschreibung der Analysenmethoden, die derzeit in der BfG angewandt werden. In Anlage 6 ist die Probenaufbereitung für Schwebstoff- und Sedimentuntersuchungen im Umweltmonitoring dargestellt. Hierbei handelt es sich um den Beitrag der BfG zur Rahmenkonzeption der LAWA zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern (LAWA 2013).

2.4.1 Anforderungen an die Analysenverfahren in der Stoffbewertung

Die Voraussetzung für die Aufnahme eines Stoffes in ein Monitoringprogramm ist die Verfügbarkeit einer geeigneten analytischen Nachweismethode für die jeweils zu untersuchende Matrix (Wasser, Boden, Luft, Sediment, Gewebe). Im Rahmen der Stoffbewertung bestehen für die verschiedenen Stoffgruppen teilweise weitgehende Anforderungen an die Bereitstellung analytischer Nachweisverfahren. Solche in den Antragsunterlagen für die Zulassung beschriebenen Analysemethoden könnten auch für Monitoringprogramme genutzt werden. Im Folgenden werden die entsprechenden Anforderungen für Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel, Biozide und Human- und Tierarzneimittel zusammengestellt, um einen direkten Vergleich mit den Probenahme- und Analyseverfahren in Monitoringprogrammen zu ermöglichen.

Die europäische Verordnung zu Industriechemikalien (EG) Nr. 1907/2006 (REACH-Verordnung, EG 2007a) verlangt in Artikel 119 eine öffentliche und kostenfreie Bereitstellung analytischer Nachweismethoden *(„The following information held by the Agency on substances*

[...] shall be made publicly available, free of charge, over the Internet [...] h) analytical methods if requested in accordance with Annexes IX or X which make it possible to detect a dangerous substance when discharged into the environment as well as to determine the direct exposure of humans"). Die Einschränkung mit Bezug auf Annex IX und X bedeutet, dass die Anforderung nach Artikel 119 nur für Substanzen mit einem Produktions- oder Importvolumen von mehr als 100 bzw. 1000 Tonnen gilt. Aufgrund der in Annex IX und X verlangten ökotoxikologischen Tests für diese Substanzgruppen müssen analytische Nachweismethoden für die jeweils relevanten Umweltmatrices vorliegen. Zusammenfassend kann demnach davon ausgegangen werden, dass analytische Nachweisverfahren für Industriechemikalien mit einem Produktions- oder Importvolumen von mindestens 100 Tonnen frei verfügbar vorliegen sollten. Diese Methoden sollten hinreichend empfindlich sein, um die jeweilige Substanz in den Umweltkompartimenten nachzuweisen, die bei der Dossiererstellung als relevant eingestuft wurden.

Die Verordnung zur Zulassung von Pflanzenschutzmitteln auf europäischer Ebene (EG Nr. 1107/2009, EG 2009a) verlangt in Artikel 4 als Voraussetzung für die Zulassung, dass analytische Nachweismethoden für relevante Rückstände von Pflanzenschutzmitteln vorhanden und die notwendigen Standards allgemein verfügbar sind: „*For residues which are of toxicological, ecotoxicological, environmental or drinking water concern, there shall be methods in general use for measuring them. Analytical standards shall be commonly available" (*Article 4.2*,* EG 2009a). Diese Anforderung ist im Annex II Absatz 3.5 der Verordnung im Hinblick auf die Analyten (Wirkstoffe, sowie bestimmte Additive wie Synergisten und Safener, relevante Verunreinigungen und Metaboliten) spezifiziert. Weiterhin wird gefordert, dass die Nachweismethoden validiert und ausreichend sensitiv im Hinblick auf die zu erwartenden Konzentrationsbereiche in Trinkwasser sind, Umweltkompartimenten, Pflanzen und Tieren. Die Verordnung EG Nr. 1107/2009 gilt für Antragstellungen ab Juni 2011 und ersetzt die Richtlinie 91/414/EWG (EG 1991). In Artikel 4 der Richtlinie 91/414/EWG werden explizit „allgemein verfügbare, vollständig beschriebene Methoden" verlangt, um eine „Bewertung von Verbleib in Wasser, Boden, Luft" zu ermöglichen (Abs. 9ff). Die Spezifikation der Matrices erfolgt im Anhang der Richtlinie. Aufgeführt werden insbesondere die behandelten Pflanzen (und Produkte daraus), Boden, Wasser, Luft, tierische und menschliche Gewebe/-flüssigkeiten (Annex II Abs. 4.1, 4.2). Es sind auch Informationen über die Bildung von Metaboliten und Abbauprodukten „*die aufgrund ihrer toxikologischen, ökotoxikologischen oder Umwelt-Eigenschaften besonders unerwünscht sind"* von mehr als 1 g/kg anzugeben sowie die entsprechenden Analysetechniken (91/414EWG, Abs. 1.11 Analytisches Profil von Chargen). Diese Forderungen wurden in die Verordnung EG Nr. 1107/2009 übernommen. Insgesamt zeigt diese Zusammenstellung, dass die Anforderungen an analytische Nachweisverfahren für Pflanzenschutzmittel sehr umfassend und nicht erst seit Juni 2011 in Kraft sind. Demnach sollten für alle in Europa zugelassenen Pflanzenschutzmittel hinreichend empfindliche Nachweisverfahren für alle jeweils relevanten Umweltkompartimente vorhanden sein.

Für Biozide fordert die Richtlinie 98/8/EC (EG 1998) in Artikel 8 analytische Nachweisverfahren, die in den Absätzen 4.1 und 4.2 des Annex IIA weiter spezifiziert werden. Insbesondere für den Wirkstoff und seine relevanten Abbauprodukte müssen, soweit expositionsrelevant, validierte Methoden zum Nachweis in Boden, Wasser, Luft, sowie tierischem und menschlichem Gewebe bzw. Körperflüssigkeiten vorhanden sein. Diese Anforderungen wurden in die ab 31.08.2013 geltende Biozid-Verordnung EU Nr. 528/2012 (EU 2012) bzw. die zugehörigen ‚Technical Notes for Guidance' (EU 2011c) übernommen. Damit liegen für Biozide ähnlich umfassende Anforde-

rungen hinsichtlich der Verfügbarkeit von analytischen Nachweismethoden vor wie für Pflanzenschutzmittel. Allerdings gelten die Anforderungen der Richtlinie 98/8/EC nur für Biozid-Zulassungen ab 2000 und das Review-Programm für existierende Biozide ist bei weitem noch nicht abgeschlossen. Daher kann zunächst nur für einen Teil der Biozide davon ausgegangen werden, dass analytische Nachweisverfahren bereits zuverlässig zur Verfügung stehen.

Die Richtlinie 2001/83/EC zu Humanarzneimitteln (EG 2007b) und die analoge Richtlinie 2001/82/EC zu Tierarzneimitteln (EG 2009b) verlangen jeweils im Annex I die Beschreibung von analytischen Nachweisverfahren und deren Validierung im einzureichenden Dossier. Methoden sind insbesondere gefordert für biologische Matrices, also Gewebe, Blut, Serum, Plasma, Urin oder Speichel. Die geforderte Validierung dieser Nachweisverfahren ist in der „Guideline on bioanalytical method validation" beschrieben (EMEA/CHMP 2009). Bei Tierarzneimitteln müssen insbesondere Nachweismethoden für Rückstände in tierischem Gewebe (v.a. von Nutztieren) zur Verfügung stehen. Der Vertreiber der Tierarzneimittel ist verpflichtet, die zuständigen Behörden bei der Etablierung und Anwendung der Methoden bei Bedarf zu unterstützen (Richtlinie 2001/82/EC Artikel 27). Analoges gilt für Arzneimittel, die nicht durch die Mitgliedstaaten sondern durch die EU nach der Verordnung (EG) Nr. 726/2004 zugelassen werden (EG 2009c). In keiner dieser gesetzlichen Vorgaben werden analytische Nachweismethoden speziell für Umweltkompartimente wie z.B. Boden und Wasser gefordert. Allerdings werden für Human- und Tierarzneimittel jeweils Umweltrisikobewertungen im Rahmen der Zulassung eingefordert, deren Durchführung und Anforderungen in zugehörigen Leitfäden beschrieben sind (VICH 2000, 2004; EMEA/CHMP 2006). Sowohl bei Human- als auch bei Tierarzneimitteln handelt es sich um ein zweistufiges Verfahren bei der Risikobewertung. In beiden Fällen berücksichtigt die Bewertung in der Phase I ausschließlich Aspekte der Exposition. Sofern ein Risiko in der Phase I nicht ausgeschlossen werden kann, ist eine Bewertung in Phase II notwendig. Dazu sind auch ökotoxikologische Studien erforderlich, deren Durchführung konform mit den entsprechenden OECD-Testmethoden sein soll. Zumindest im aquatischen Bereich erfordern diese Testmethoden eine analytische Verifikation der Konzentration der Testsubstanz. Indirekt entsteht daraus die Anforderung zur Bereitstellung von analytischen Nachweisverfahren für Arzneimittel, deren Umweltrisikobewertung nicht mit der Phase I endet. Die Anforderungen für die Umweltrisikobewertung wurden in den Richtlinien 2001/83/EC und 2001/82/EC für alle neu zuzulassenden Arzneimittel festgesetzt. Insgesamt kann aus dieser Zusammenfassung geschlossen werden, dass analytische Nachweisverfahren in Umweltmatrices wie Wasser und Boden zuverlässig nur für Arzneimittel zur Verfügung stehen, die seit Inkrafttreten der Richtlinien neu oder wieder zugelassen wurden und für die außerdem in Phase I ein Umweltrisiko nicht ausgeschlossen werden konnte.

2.4.2 Anforderungen an die Analysenverfahren im Umweltmonitoring

Mit der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) vom 20. Juli 2011 wurden bzgl. chemischer (Schad-)Stoffe drei europäische Richtlinien (Wasserrahmenrichtlinie, EG (2000); Tochterrichtlinie „Prioritäre Stoffe", EG (2008); QA/QC-Richtlinie[9], EG 2009d) in deutsches Recht umgesetzt und damit für die Überwachungsbehörden verbindlich eingeführt. Die

[9] Quality assurance/ Quality control

für die Überwachung der Oberflächengewässer zuständigen Bundesländer haben aber schon seit mehreren Jahren die Anforderungen der Richtlinien in ihren Monitoringprogrammen weitgehend berücksichtigt.

Im Folgenden wird auf einige Aspekte der Analysenverfahren für gelöste Schadstoffe in Wasser und für adsorbierte Schadstoffe an Schwebstoffen/Sedimenten eingegangen. Mit der Einführung von Umweltqualitätsnormen (UQN) für die Matrix Biota müssen die bisherigen Umweltmonitoringprogramme um ein spezifisches Biotamonitoring ergänzt werden. Hierzu beabsichtigen die Bundesländer überwiegend Analysenverfahren zu nutzen, die bei Biotauntersuchungen für die Umweltprobenbank verwendet werden.

Durch die europäischen Richtlinien und die OGewV sind die Ziele des Umweltmonitorings in Deutschland für die Schadstoffe klar definiert:

1. Überwachung auf Einhaltung der UQN gemäß Anlage 5 und Anlage 7 der OGewV;
2. Trendmonitoring in Biota, Sedimenten oder Schwebstoffen gemäß § 11 und Anlage 11 der OGewV

Weitere Festlegungen gibt es für die Messfrequenzen und Messintervalle (Anlage 9 der OGewV) sowie für die qualitätssichernden Maßnahmen (Anlage 8 der OGewV).

Die verwendeten Probenahme- und Analysenmethoden im Umweltmonitoring sollen demnach im Einklang mit der Norm DIN EN ISO/IEC 17025 (2005) validiert und dokumentiert sein. Zurzeit gibt es noch nicht für alle prioritären Stoffe international abgestimmte Analysenverfahren. Maßgebend bei der Entwicklung eines Analysenverfahrens ist im Umweltmonitoring der Konzentrationswert der UQN. Eine Analysenmethode sollte eine Bestimmungsgrenze erreichen, die bei 30% des Wertes der UQN liegt. Die für die Zulassung in der Stoffbewertung beschriebenen Analysenverfahren können für neue Stoffe hilfreich sein. Letztlich muss aber das Analysenverfahren den gesetzlichen Anforderungen der Umweltüberwachung genügen.

Bei der Ermittlung langfristiger Trends in Feststoffproben sollten die Bestimmungsgrenzen der Analysenverfahren an die „regionale“ Belastung (der Biota, Sedimente oder Schwebstoffe) angepasst sein, d.h. bei höherer Belastung sind entsprechend höhere Bestimmungsgrenzen ausreichend. Eine besonders niedrige Bestimmungsgrenze ist meistens mit deutlich höheren Analysenkosten verbunden. Der Schwankungsbereich der Bestimmungsgrenze der eingesetzten Analysenverfahren in den Bundesländern kann, wie die Tab. 5 für einige Beispiele zeigt, mehr als eine Größenordnung umfassen. Zur Überprüfung auf Einhaltung der UQN für Konzentrationen in der Wasserphase, die durch Umrechnung aus Schwebstoffmessungen ermittelt wurden, reichen auch die höheren Bestimmungsgrenzen aus. Für eine einheitliche Trenddarstellung innerhalb eines Flussgebietes sollten aber die Bestimmungsgrenzen verschiedener Bundesländer möglichst wenig voneinander abweichen.

Tab. 5 Niedrigste und höchste Bestimmungsgrenze der in den Bundesländern eingesetzten Analysenverfahren (Feststoffmethoden) für vier Stoffbeispiele

Bestimmungsgrenze in µg/kg	Minimum [1)]	Maximum [1)]	UQN [2)]
Hexachlorbenzol	0,1	3	Wasserphase: 0,01 µg/L (Schwebstoff: ca. 400 µg/kg) Biota: 10 µg/kg Nassgewicht
gamma-HCH (Lindan)	0,1	30	Wasserphase: 0,02 µg/L (Schwebstoff: ca. 400 µg/kg)
Benzo(a)pyren	1	30	Wasserphase: 0,05 µg/L (Schwebstoff: ca. 2000 µg/kg)
BDE 154	0,05	2	Wasserphase: 0,0005µg/L (Schwebstoff: ca. 20 µg/kg)

Erläuterungen: 1) Quelle: LAWA 2013; 2) Die Werte in Klammern wurden aus den entsprechenden UQN für die Wasserphase unter der Annahme errechnet, dass die Wasserproben 25 mg/L Schwebstoff enthalten und die Stoffe zu 100% schwebstoffgebunden (Lindan 50%) vorliegen.

Als weiteres Beispiel sind die Bestimmungsgrenzen für vier Kandidatenstoffe (für die Liste prioritärer Stoffe) aufgeführt, für die die EU-Kommission im Januar 2012 einen UQN-Vorschlag veröffentlicht hat (s. Tab. 6). Die Vorschläge wurden durch die Novellierung der Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2013/39/EU, EU 2013a) mit Ausnahme des UQN-Vorschlages für Diclofenac zwischenzeitlich umgesetzt. Wie zu erkennen, ist auch hier der Schwankungsbereich der Bestimmungsgrenze der eingesetzten Analysenverfahren in den Bundesländern groß. Teilweise reichen auch die besten zur Zeit verfügbaren Methoden nicht aus, um die Einhaltung der UQN in einem Wasserkörper zuverlässig zu prüfen (Dichlorvos und PFOS).

Tab. 6 Niedrigste und höchste Bestimmungsgrenze der in den Bundesländern eingesetzten Analysenverfahren (Wassermethoden) für vier Stoffbeispiele

Bestimmungsgrenze in µg/L	Minimum [1)]	Maximum [1)]	UQN-Vorschlag
Cybutryn (Irgarol®)	0,001	0,05	0,0025
Dichlorvos	0,001	0,08	0,0006
Diclofenac	0,005	0,15	0,1
PFOS	0,001	0,01	0,00065

1) Quelle: LAWA-Expertenkreis „Stoffe“ (Stand 2012, unveröffentlicht)

In Anlage 5 sind beispielhaft für ausgewählte Gruppen von Kenngrößen die zurzeit in der Bundesanstalt für Gewässerkunde eingesetzten Analysenverfahren mit den erreichbaren Bestimmungsgrenzen beschrieben.

2.4.3 Gegenüberstellung der Probenahme- und Analysenverfahren in der Stoffbewertung mit den im Umweltmonitoring angewandten Methoden

Am Beispiel der Testmethoden gemäß der Prüfrichtlinien OECD TG 308 (Abbautest im Wasser/ Sediment-System) und OECD TG 305 (Bioakkumulationstest) sollen Unterschiede und Gemeinsamkeiten zu den Verfahren im Umweltmonitoring aufgezeigt werden. Im Umweltmonitoring werden die Empfehlungen der LAWA Rahmenkonzeption Monitoring (RaKon) zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu Grunde gelegt:

- Empfehlungen für Schwebstoff- und Sedimentuntersuchungen (RaKon IV.4, LAWA (2013)
- Konzeption für Biotauntersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen gemäß RL 2008/105/EG (RaKon IV.3, LAWA 2011).

Ziel des OECD-Tests 308 ist die Beurteilung der aeroben und anaeroben Transformation von organischen Stoffen mittels einer Labormethode. Im Ergebnis werden Aussagen zur Persistenz und zur Bildung neuer (möglicherweise ökotoxikologisch relevanter) Transformationsprodukte gewonnen.

Ziel des OECD-Tests 305 ist die Beurteilung organischer Substanzen hinsichtlich ihrer Anreicherung in Fischen unter Durchflussbedingungen. Ein Maß hierzu ist der Biokonzentrationsfaktor (BCF).

Ziel des Umweltmonitorings ist die Überprüfung auf Einhaltung von Umweltqualitätsnormen, die für Wasser und/oder Biota und Sedimente/Schwebstoffe abgeleitet sein können. Ein weiteres Ziel ist das Trendmonitoring für lipophile Stoffe in Sedimenten und/oder Biota. Um diese Ziele zu erreichen, werden in regelmäßigen Zeitabständen repräsentative Stellen in Fließgewässern beprobt.

Sedimentuntersuchungen

Für die spurenanalytische chromatographische Endbestimmung nach OECD TG 308 oder im Umweltmonitoring können die gleichen Methoden und Laborausstattungen eingesetzt werden (z. B. GC-MS oder LC-MS/MS - siehe hierzu auch Anlage 5). Mögliche Abweichungen, die einen direkten Vergleich erschweren, liegen bei der überwiegend radiochemischen Endpunktbestimmung in Abbautests, der Probenahmemethodik, der Normierung der Messergebnisse und teilweise der Probenart. Tab. 7 zeigt diese Parameter in der Übersicht.

Tab. 7 Gegenüberstellung der Analysenbedingungen lt. OECD TG 308 und LAWA-Methode

	OECD TG 308	**LAWA RaKon IV.4**
Probenart	Sedimente mit definierten Randbedingungen: Sediment 1: TOC 2,5 – 7,5% Anteil Ton+Schluff: > 50% Sediment 2: TOC 0,5 – 2,5% Anteil Ton+Schluff: < 50% Unterscheidung der Ergebnisse mit aeroben und anaeroben Sedimenten	Sedimente ohne definierte Randbedingungen: TOC und Korngrößenverteilung wird bestimmt. Schadstoffe werden in Abhängigkeit des Anteils der Feinkornfraktion <63 μm bestimmt: a) wenn Anteil <63 μm >80%, dann Best. in der Gesamtfraktion. b) wenn Anteil <63 μm 20 – 80%, dann Best. in der Gesamtfraktion und Normierung auf den Anteil der <63 μm-Fraktion. c) wenn Anteil < 63 μm <20%, dann aufwändige Gewinnung der Feinkornfraktion mittels Nasssiebung und Messung in dieser Fraktion (siehe Anlage 6)
Probe-nahmeorte	Sedimente sollten die Testsubstanz nicht enthalten, daher sind Voruntersuchungen notwendig	Sedimente sollen repräsentativ für einen Flussabschnitt sein. Es werden sowohl belastete als auch unbelastete (Referenz) Standorte gewählt.
Probenahme-methodik	Entnahme der obersten 5-10 cm Sedimentschicht. Entnahme von aeroben und anaeroben Sedimenten. Siebung mit Standortwasser durch 2 mm Sieb. Lagerung gekühlt bei 4°C (max. vier Wochen). Lagerung unter Sauerstoff-ausschluss bei anaeroben Sedimenten.	Entnahme der obersten 1-5 cm Sedimentschicht (s. Leitfaden EC 2010). Keine Berücksichtigung von Redoxpotenzialen. Siebung mit dest. Wasser durch 2 mm Sieb. Lagerung gekühlt bei 4°C (kurzzeitig) oder gefriergetrocknet (über Jahre). Regelmäßige Beprobung bevorzugt zu Niedrigwasserzeiten.
Analysen-methoden	Methoden nach ISO-EN-DIN oder (für neue Stoffe) daran orientierte Methoden. Zur Quantifizierung und Massen-Bilanzierung fast ausschließl. Verwendung radioaktiv markierter Testsubstanzen. Nachweisgrenze für Testsubstanz und Abbauprodukte soll mind. 1% der in das Testsystem applizierten Ausgangsmenge der Testsubstanz betragen.	Methoden nach ISO-EN-DIN oder (für neue Stoffe) daran orientierte Methoden. Zur Quantifizierung Verwendung von stabilisotopenmarkierten Testsubstanzen. Quantitat. Bestimmungsgrenze zwischen 1 μg/kg (z. B. für PAK, TBT) und 0,01 μg/kg (z. B. für PCB, HCB) und in Abhängigkeit der für die Analyse eingesetzten Sedimenttrockenmasse.
Extraktions-methoden	Extraktion erfolgt analog der Verfahren im Umweltmonitoring. Spezielle Arbeitssicherheits-vorkehrungen beim Arbeiten mit radioaktiv markierten Substanzen	Extraktion erfolgt bei eingestellten pH-Werten im neutralen oder sauren (pH 2,8) Bereich mittels SPE-Kartuschen (Festphasenextraktion)

Weitere Parameter wie Messfrequenzen und statistische Kenngrößen sind nicht vergleichbar. Im Umweltmonitoring wird als Zeitmaß in der Regel das Messjahr genommen und die statistischen Kenngrößen (Mittelwerte, Perzentile) darauf bezogen. Die Messfrequenz für einen Stoff sollte idealerweise so gewählt werden, dass die Dynamik der Gewässerkonzentrationen im Laufe des Jahres repräsentativ erfasst wird.

Zuverlässige und eindeutige Ergebnisse mit OECD TG 308 zu erhalten, wird grundsätzlich kritisch eingeschätzt, weil die Testergebnisse stark von den Eigenschaften des TOC-Wertes und dem Redoxpotenzial sowie der Veränderung der Redoxbedingungen während des Tests abhängen und hier noch keine Vorgaben beschrieben sind (Boxall et al. 2007). Auch die statischen Bedingungen ohne Ersatz der verbrauchten Nährstoffe über die lange Testzeit können den Vergleich mit Umweltmonitoringergebnissen erschweren.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass ein direkter Vergleich der Probenahme- und Analysenverfahren im Umweltmonitoring mit dem ausgewählten Testverfahren aus der Stoffregulatorik nicht möglich ist, weil beide Bereiche auf der Basis eigener gesetzlicher Grundlagen arbeiten und unterschiedliche Zielstellungen verfolgen. Trotzdem werden wichtige Parameter, die die Wasser/ Sediment-Systeme charakterisieren, in beiden Bereichen berücksichtigt, so dass die Ergebnisse zusammengenommen zu weitergehenden Erkenntnissen führen können. So kann z. B. ein Stoff X, der unter den Randbedingungen des OECD-Tests gut abbaubar ist, doch im Umweltmonitoring, d.h. unter verschiedensten Umweltbedingungen in Sedimenten gefunden werden. Dieses Ergebnis kann bedeuten, dass die Testbedingungen für den aeroben oder anaeroben Abbau nicht die gesamten realen Umweltbedingungen abbilden. Es kann aber auch andererseits ein Hinweis auf eine Scheinpersistenz des Stoffes sein, weil dieser in der Umwelt unterhalb einer permanenten Emissionsquelle gefunden wird.

Der Abbautest sollte immer durch Sorptionsstudien (gemäß OECD TG 106, OECD 2000a) begleitet werden, um das reale Umweltverhalten eines Stoffes abzuschätzen. In der Gesamtschau aus den Ergebnissen beider Bereiche lässt sich somit nachvollziehen, wie sich ein Stoff in der realen Umwelt verhält.

Biotauntersuchungen

Beim Vergleich von Biotauntersuchungen im Rahmen des Umweltmonitorings und dem Bioakkumulationstests gemäß OECD TG 305 sind folgende Parameter besonders zu beachten:

- Probenart (Speziesauswahl, Indikatororganismen)
- Alter/Größe der Organismen,
- Untersuchungsgewebe (Bezug Muskelgewebe, Fett oder Organe/Leber).

In Tab. 8 sind die wesentlichen Parameter gegenübergestellt, wobei die Umweltprobenbank (UPB) in den Vergleich einbezogen ist.

Tab. 8 Gegenüberstellung Testbedingungen für Biotauntersuchungen OECD TG 305, LAWA-Methoden und Umweltprobenbank

	OECD TG 305	LAWA RaKon IV.3	UPB
Probenart/ Spezies	Süßwasserfische: Zebrabärbling, Dickkopfelritze, Karpfen, Japanischer Reisfisch, Guppy, Blauer Sonnenbarsch, Regenbogenforelle Marine Fische (Auswahl): Schafskopfelritze, Ährenfisch, Englische Seezunge, Wolfsbarsch, Dreistachliger Stichling, Ukelei	Fisch in Fließgewässern: Döbel, Brassen, Flussbarsch b) Fisch in Küstengewässern: Aalmutter, Flunder, Dorsch/Kabeljau c) Miesmuscheln (nur in SH)	Fisch in Fließgewässern: Brassen Fisch in Küstengewässern: Aalmutter Dreikantmuscheln (in Fließgewässern) Miesmuscheln (in Küstengewässern)
Alter/Größe	Zu a) in cm 3,0 +/- 0,5, 5,0 +/- 2,0, 5,0 +/- 3,0, 4,0 +/- 1,0, 3,0 +/- 1,0, 5,0 +/- 2,0, 8,0 +/- 4,0 Zu b) keine Angaben	Zu a) 3-4 Jahre, 20-30 cm Zu b) 3-4 Jahre, 20-30 cm (Dorsch 40-45 cm, 3 Jahre) Zu c) 3-5 Jahre, 4-6 cm	Zu a) 8-12 Jahre Zu b) 1-4 Jahre (Mindestgröße 15 cm) Zu c) ca. 15-25 mm Schalenlänge Zu d) ca. 20-60 mm Schalenlänge
Untersuchungs-gewebe	Gesamtes Nassgewicht von Einzelproben als Bezug für BCF-Bestimmung (zusätzlich Bestimmung des Lipidgehaltes)	Zu a) und b): Muskelgewebe in Pool- oder Einzelproben (als zusätzl. Option: Leber) Zu c) Gesamtgewebe	Zu a) und b): Muskelgewebe und Leber

Im OECD-Test 305 werden neben dem BCF auch eine Aufnahme- und eine Ausscheidungskonstante ermittelt. Es werden bevorzugt radioaktiv markierte Testsubstanzen verwendet. Die oben genannten Fischarten sind nur eine Empfehlung, d.h. andere Fischarten können auch verwendet werden. Auf Grund der klar beschriebenen Randbedingungen bilden die im OECD-Test ermittelten BCF-Werte eine gute Grundlage, um einen Stoff in das Umweltmonitoring aufzunehmen. Im Umweltmonitoring sind die Ergebnisse für einen Stoff in Biota immer ein integrierender Wert, der durch zahlreiche Faktoren beeinflusst ist (stark unterschiedliche Nährstoff- und Temperaturbedingungen, stark schwankende Konzentrationen der Testsubstanz über einen langen Zeitraum von mehreren Jahren). Bei der Überprüfung auf Einhaltung der UQN muss daher eine „Normung“ bzw. eine Vereinbarung auf eine bestimmte Alters- bzw. Größengruppe getroffen werden. Bezüglich des Untersuchungsgewebes muss für die Bewertung nach der OGewV vom 20. Juli 2011 das Muskelgewebe (Filet, ohne Haut) herangezogen werden. Dies ermöglicht auch, die Schadstoffgehalte direkt in Relation zu den Höchstgehalten der Lebensmittelüberwachung setzen zu können.

3 Möglichkeiten und Grenzen der Nutzbarkeit der existierenden Umweltmonitoring-Programme für die Stoffbewertung und -regulierung

Im folgenden Kapitel ist die Auswertung der in Kap. 2 dargestellten Rechercheergebnisse zu den derzeit betriebenen Monitoringprogrammen und den bereits bestehenden Rückkopplungsprozessen (nationale und internationale Fragebogenaktion) dargelegt. Die Bewertung der Rechercheergebnisse erfolgte im Hinblick auf die Fragestellung, inwieweit Daten aus existierenden Monitoringprogrammen für die Stoffbewertung und -regulierung genutzt werden können. Eine besondere Berücksichtigung fanden hierbei Daten und Informationen über Stoffe mit PBT-Eigenschaften bzw. PBT-Verdachtsstoffe.

Die untersuchten Rückkopplungsprozesse werden beschrieben und auf ihren Nutzen für einen optimierten Austausch zwischen Umweltmonitoring und Stoffbewertung/-regulierung beurteilt. Weiterhin werden die grundsätzlichen Möglichkeiten der Nutzung von Monitoringdaten in der Stoffbewertung und deren gegenwärtige Umsetzung erörtert. Abschließend sind Empfehlungen für die Konzeption künftiger chemisch-analytischer Monitoringprogramme für polare Stoffe am Beispiel der Stoffgruppe Arzneimittel dargestellt.

3.1 Beschreibung und Bewertung der Rückkopplungsprozesse zur Berücksichtigung von Daten aus dem Umweltmonitoring in der Stoffbewertung und -regulierung

Idealerweise gibt es einen engen Austausch zwischen den Institutionen, die für die Umweltrisikobewertung von Stoffen zuständig sind, und den Einrichtungen, die Untersuchungen im Umweltmonitoring solcher Chemikalien durchführen. In Deutschland wird die Umweltbewertung von Stoffen im Rahmen der Regelungsbereiche Biozide, Pflanzenschutzmittel, Industriechemikalien und Arzneimittel durch das Umweltbundesamt vorgenommen. Teilweise ist das Umweltbundesamt dabei Einvernehmensbehörde. Für das Umweltmonitoring in den Medien Wasser und Boden sind dagegen vorwiegend die Bundesländer zuständig. Eine Ausnahme bildet hierbei die Umweltprobenbank des Bundes (UPB), deren Management beim Umweltbundesamt liegt. Darüber hinaus führen einige Bundesbehörden, Universitäten und andere Forschungsinstitute (befristete) Umweltmonitoringprojekte durch.

Die dauerhaften Monitoringprogramme sind teilweise nicht eigenständig, sondern aggregieren z.B. Daten verschiedener Organisationen. Beispiele hierfür sind das Bund/Länder-Messprogramm zur Überwachung der Nord- und Ostsee BLMP oder das Trilaterale Monitoring und Assessment Programm TMAP im Bereich Wattenmeer, in die z.B. auch Daten der Bundesländer und der Umweltprobenbank des Bundes eingehen. In anderen Fällen fließen die erhobenen Monitoringdaten in verschiedene Programme ein. Beispielsweise werden marine Monitoringdaten, die zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Küstengewässern erhoben werden, auch im BLMP genutzt.

Auch die folgenden internationalen chemisch-analytischen Monitoringprogramme können relevant hinsichtlich einer möglichen Nutzung der Daten für eine Stoff-Risikobewertung sein:

- Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP); AMAP (2013); http://www.amap.no/
- Cooperative Monitoring in the Baltic Marine Environment (HELCOM COMBINE); HELCOM (2014a); http://helcom.fi/baltic-sea-trends/hazardous-substances/indicators/

- International Council for the Exploration of the Sea (ICES); ICES (2013); www.ices.dk/marine-data/dataset-collections/Pages/default.aspx
- European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP; Untersuchungsprogramm im Kontext des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP); EMEP (2013); www.emep.int
- Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and other Organic Pollutants (MONARPOP); MONARPOP (2006); http://www.monarpop.at/on_the_fly/MONARPOP_de.php
- Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP); OSPAR (2013b); www.ospar.org/content/content.asp?menu=00170301000000_000000_000000
- The Comprehensive Atmospheric Monitoring Programme (CAMP); OSPAR (2013b); http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=00910301410000_000000_000000
- Co-ordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP); OSPAR (2013b); http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=00900301400000_000000_00000

Für diese internationalen Programme werden im Wesentlichen Daten verwendet, die im Rahmen nationaler Programme erhoben werden. Teilweise bestehen vertragliche Verpflichtungen der Vertragsstaaten, Daten für diese internationalen Programme zu erheben.

3.1.1 Rückkopplung aus dem Monitoring in die Stoffbewertung und -regulierung

Bislang ist keine systematische Auswertung verfügbar, inwieweit Daten aus Umweltmonitoringprogrammen Eingang in die Stoffbewertung und -regulierung finden. Bis auf wenige Ausnahmen (z.B. Grundwassermonitoring für Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe) werden Monitoringdaten nicht systematisch in der Stoffregulierung genutzt. In der Praxis ist es auch schwierig, solche Prozesse nachzuvollziehen, da sie nicht unbedingt dokumentiert werden. Teilweise läuft der Austausch anscheinend durch informelle Kontakte (siehe auch Ergebnis der Befragung in ausgewählten europäischen Staaten, Abschnitt 2.3.2). Rückkopplungen sind deshalb nicht immer eindeutig belegbar.

Zunächst sollen Beispiele betrachtet werden, bei denen Stoffe im Routine-Umweltmonitoring (Wasserrahmenrichtlinie, Grundwasser-Messprogramme) als kritisch identifiziert wurden.

Es ist davon auszugehen, dass im Bereich der Pflanzenschutzmittel häufiger Rückkopplungen zwischen Monitoring und Stoff-Risikobewertung stattfanden und auch weiterhin stattfinden. Insbesondere Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe, die im Grundwassermonitoring auffällig waren, wurden später aufgrund dieser Erkenntnisse stärker reguliert bzw. deren Zulassung zurückgezogen. So empfehlen das Umweltbundesamt und die Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit (TWK) zum Schutz des Trinkwassers, trinkwasserrelevante Transformationsprodukte aus PSM-Wirkstoffen vom Trinkwasser fern zu halten und/oder ihr Vordringen in ein als Rohwasser zur Trinkwassergewinnung genutztes oder vorgehaltenes Grundwasser auf das landwirtschaftlich (funktional) unvermeidbare Maß zu begrenzen (Dieter 2008). Dieses Ziel kann durch Änderung oder Widerrufen der entsprechenden Zulassungen erreicht werden (siehe auch Aden et al. 2002).

Ein Beispiel hierfür ist der Herbizidwirkstoff Dichlobenil, dessen Zulassung im August 2004 durch Widerruf endete, nachdem zuvor das Ruhen der Zulassung seit dem März 2001 angeordnet worden war). Ursache für den Widerruf der Zulassung war, dass in den Einzugsgebieten von verschiedenen Wassergewinnungsanlagen im Rahmen von Grundwasser-Überwachungsprogrammen zum Teil hohe Belastungen des Rohwassers mit Dichlorbenzamid, einem Transformationsprodukt von Dichlobenil, festgestellt worden waren (TZW 2010).

Weitere Beispiele sind erste Befunde von bislang nicht nachgewiesenen Pflanzenschutzmittel-Transformationsprodukten im Grundwasser im Herbst 2006 in Baden-Württemberg. Nachgewiesen wurden Transformationsprodukte des Fungizids Tolylfluanid (N,N-Dimethylsulfamid, DMS) und des Herbizids Chloridazon (Desphenylchloridazon und Methyldesphenylchloridazon). Nach Informationen des DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW, Karlsruhe) zeigten Daten der baden-württembergischen Grundwasserdatenbank ein weit verbreitetes Auftreten dieser Stoffe bis hin zur Überschreitung der gesundheitlichen Orientierungswerte in zahlreichen Wasserschutzgebieten (Sturm et al. 2010). Für Tolylfluanid wurde daraufhin im Februar 2007 vom BVL eine Anordnung des Ruhens der Zulassung für alle Freilandanwendungen erlassen (BVL 2007).

Das Verbot des TPT-haltigen Pflanzenschutzmittels Brestan im Jahr 2001 geht ebenfalls auf Befunde aus Monitoring-Untersuchungen zurück. In seiner Dissertation hatte Steffen (2001) Rückstände von Triphenylzinnverbindungen (TPT) in Süßwasserfischen nachgewiesen. Steffen schreibt dazu: „Die nationale Zulassung von Brestan flüssig war in Deutschland noch bis ins Jahr 2003 hinein vorgesehen. Diese Zulassung wurde von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, u.a. auf Grund der im Rahmen dieser Dissertationsarbeit erhobenen Untersuchungsbefunde, bereits mit Wirkung vom 9. August 2001 widerrufen (BBA 2001).“

Nach Informationen aus dem UBA (Fachgebiet Pflanzenschutzmittel, T. Frische) werden regelmäßig Monitoringdaten zu PSM-Wirkstoffen oder -Metaboliten im Grundwasser generiert und auch regulatorisch genutzt, um z.B. - im *worst case* - eine Zulassung ruhen zu lassen, sofern Hinweise vorliegen, dass ein Wirkstoff die Grenzwerte im Grundwasser trotz sachgerechtem PSM-Einsatz überschreitet. Aktuell läuft außerdem ein vom Umweltbundesamt mit initiiertes Monitoringprogramm, um die Belastung von Böden (insbesondere der Dauerkulturen Wein und Hopfen) mit Kupfer infolge des langjährigen wiederholten Einsatzes Kupfer-haltiger Pflanzenschutzmittel sowie die resultierenden Effekte auf das Bodenleben (speziell auf Regenwürmer) zu beschreiben. Hierbei handelt es sich um ein sogenanntes „integriertes Monitoring“, das sowohl Konzentrationen im Boden und als auch ökologische Auswirkungen erfasst. Das Umweltbundesamt ist direkt an der Planung des Monitorings beteiligt, das von PSM-Herstellern finanziert wird. Die Ergebnisse werden bei zukünftigen Entscheidungen über Zulassung und Risiko-Management der Kupfer-haltigen Wirkstoffe eine Rolle spielen.

Eine anderes Beispiel aus dem UBA sind Untersuchungen zu perfluorierten Chemikalien (A. Biegler). Nachdem in referierten Zeitschriften über PFC-Konzentrationen in Umweltproben berichtet wurde, wurden retrospektive Messungen von PFC in Biotaproben der Umweltprobenbank des Bundes initiiert. Später hat auch die Bewertung von PFOS als POP und die jahrelange Vorbereitung dieser Entscheidung u.a. durch das UBA dazu geführt, dass diese Stoffgruppe weiter in den Fokus gerückt ist. Die U.S. EPA hat im Jahr 2006 auch ein Stewardship-Programm (Programm zur Produktverantwortung durch die Hersteller) zur schrittweisen Reduzierung von Emissionen langkettiger PFCs aufgelegt. Die Daten der PFC-Untersuchungen (zu Perfluoroktansäure, PFOA, und C11-C14-Perfluorcarbonsäuren), die retrospektiv in Humanblut

und Umweltproben aus dem Archiv der Umweltprobenbank erhoben wurden, wurden vom Umweltbundesamt in Dossiers zur PBT- bzw. vPvB-Bewertung verwendet. Die Ergebnisse zu zeitlichen Trends werden zudem für verschiedene Beschränkungsdossiers verwendet, um nachzuweisen, dass die Konzentrationen in der Umwelt ansteigen bzw. nicht absinken und PFC deshalb eine hohe Bedeutung haben.

Auch weitere Daten der Umweltprobenbank des Bundes (UPB) sind in der Vergangenheit bereits in die Risikobewertung von Stoffen eingeflossen (beispielsweise hinsichtlich der Bewertung der Relevanz von Stoffen, für die ansteigende Umwelttrends nachgewiesen wurden).

So wurden beispielsweise Monitoringdaten zu Tributylzinnverbindungen (TBT) in marinen Proben genutzt, um ein in Deutschland vorgesehenes Verbot von TBT in Antifouling-Beschichtungen von Schiffen gegenüber der EU-Kommission zu begründen. In der auf Informationen aus Deutschland basierenden Kommissionsentscheidung (EG 2001a) werden u.a. Daten aus dem UPB-Programm als Begründung verwendet: „That extreme contamination of the marine environment leads to high accumulation of organostannic compounds in marine animals. The Institute for Environmental Chemistry and Ecotoxicology of the Fraunhofer-Gesellschaft, Schmallenberg, completed a research project on the 'Monitoring of environmental pollution caused by alkyl phenols, bisphenol A and organostannic compounds in representative samples' in 1999. The study identified up to 459 µg TBT/kg in bream musculature and 940 µg TBT/kg in dreissenidae mussels."

Bei der Auswertung eines retrospektiven UPB-Monitoring des Biozids und Kosmetikinhaltsstoffes Triclosan sowie dessen Transformationsprodukt Methyltriclosan in Süßwasserfischen (Brassen) wurde festgestellt, dass nicht Triclosan selbst, sondern Methyltriclosan in Fischen angereichert wird. Im Zeitraum 1993-2003 wurden an fast allen Messstellen ansteigende Methyltriclosan-Konzentrationen in Fischmuskulatur nachgewiesen (Boehmer et al. 2004). Da für Methyltriclosan keine Ergebnisse zu Wirkuntersuchungen vorlagen, führte das Umweltbundesamt als Konsequenz aus den Monitoringergebnissen eine Reihe ökotoxikologischer Untersuchungen an aquatischen Testorganismen durch. Allerdings ergaben sich daraus keine weiteren Konsequenzen für die Bewertung des Biozids Triclosan (derzeit im Review-Programm für „existierende Biozidwirkstoffe" im Rahmen der europäischen Biozidprodukte-Richtlinie bzw. Verordnung).

Ein weiteres Beispiel für Rückkopplungsprozesse kommt aus der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EG 2000). Darüber ergeben sich Monitoring-Verpflichtungen für eine Reihe von Stoffen (Prioritäre Stoffe und Prioritär Gefährliche Stoffe). In der Umsetzung der WRRL und der Tochterrichtlinie über Umweltqualitätsnormen (EG 2008) ist vorgesehen, dass Emissionen dieser Stoffe beschränkt werden. Für Prioritäre Stoffe ist eine schrittweise Reduzierung und für Prioritäre Gefährliche Stoffe die Beendigung des Einleitens/der Exposition vorgesehen. Die Einleitungen und Emissionen dieser Stoffe sollen innerhalb der kommenden 20 Jahre ganz eingestellt werden, so dass sie langfristig nicht mehr in Gewässern und der Meeresumwelt auftreten. Ergebnisse aus dem Oberflächengewässermonitoring zur Überprüfung der Umsetzung der WRRL werden vom Umweltbundesamt regelmäßig in Berichten zusammengefasst (aktueller Bericht: UBA-Bericht zur Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil 2, Gewässergüte, Umweltbundesamt 2014). Im Rahmen des Berichts findet eine Bewertung des chemischen Zustands der Gewässer auf Basis der Monitoringdaten statt, indem diese mit Umweltqualitätsnormen abgeglichen werden (gemäß WRRL Tochterrichtlinie über Umweltqualitätsnormen, EG 2008). Falls es zu Überschreitungen kommt, werden auch die ergriffenen Maßnahmen

beschrieben. In den meisten Bundesländern werden in solchen Fällen im Einzugsgebiet der betroffenen Messstellen die Beratung und Kontrolle der guten fachlichen Praxis und des integrierten Pflanzenbaus verstärkt (z.B. durch Sachkundenachweis der Anwender, Einsatz abdriftarmer Düsen, Einhaltung der Abstandsregelungen). Falls für zugelassene Pflanzenschutzmittel in Bayern Überschreitungen der UQN in Gewässern festgestellt werden, tritt das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) bzw. das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (StMUG) an das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelrecht (BVL) heran, um Anwendungseinschränkungen bzw. ein Anwendungsverbot zu erwirken (Umweltbundesamt 2010a, S. 72). Allerdings sind keine konkreten Fälle aufgeführt. Dieser Rückkopplungsprozess kann als erster Schritt zu einem Nachzulassungsmonitoring interpretiert werden.

3.1.2 Rückkopplung aus der Stoffbewertung und -regulierung an das Monitoring

In einigen Fällen kann nachvollzogen werden, dass Monitoringstudien aus dem Umweltbundesamt initiiert wurden bzw. aktuell angestoßen werden, um zusätzliche Expositionsdaten zu bestimmten Chemikalien zu erhalten:

- Retrospektive Monitoringstudien im Umweltprobenbank-Programm;
- Untersuchungen potentiell endokrin-wirksamer Stoffe (Organozinnverbindungen, Bisphenol A, Alkylphenol-Verbindungen), Untersuchungen von perfluorierten Verbindungen (PFC);
- Biozid-Monitoring - Nagetiere und Greifvögel (z.B. Rodentizide mit Wirkstoffen auf Basis von Antikoagulantien der 2. Generation). Hierzu hat das UBA das Forschungsvorhaben „Erfassung von Rückständen von als Rodentizid ausgebrachten Antikoagulantien in wildlebenden Biota“ (FKZ 3710 63 401) initiiert.
- Biozid-Monitoring - systematische Untersuchung zur Überprüfung des Erfolgs der Umsetzung der europäischen Biozidrichtlinie hinsichtlich der Umwelteinträge jetzt nicht mehr verkehrsfähiger Wirkstoffe bzw. nur noch eingeschränkt verkehrsfähiger Wirkstoffe. Nach einer Vorstudie („Vorbereitung eines Monitoring-Konzepts für Biozide in der Umwelt“, FKZ: 360 04 036; Rüdel & Knopf 2012), in der Kriterien für die Stoffauswahl vorgeschlagen wurden, wird derzeit im Rahmen eines 2012 begonnenen Forschungsvorhabens ein für diese Fragestellung geeignetes Biozid-Monitoring konzipiert („Umweltbelastung durch Biozide - Erarbeitung der Eckpfeiler eines Monitoring-Messprogrammes für Einträge von Bioziden in die Umwelt“, FKZ 3712 67 403).
- Das Umweltbundesamt hat im Jahr 2006 einen Qualitätsnorm-Vorschlag für das Biozid Irgarol (Cybutryn) von 2 ng/L vorgelegt und die Bundesländer gebeten, diesen Stoff in ihr regelmäßiges Monitoring-Programm aufzunehmen. Für den Zeitraum 2007 bis derzeit 2009 liegen von zehn Bundesländern Monitoringdaten von den LAWA-Überblicksmessstellen vor.

Letzteres Beispiel soll hier näher betrachtet werden. Cybutryn (Irgarol) ist ein Biozid, das als Antifoulingwirkstoff in Bootsanstrichen verwendet wird. Es dient als Ersatzstoff für Tributylzinnverbindungen (TBT), die seit einem EU-Verbot 2003 nicht mehr angewendet werden dürfen. Seit 1989 gab es bereits Beschränkungen bzgl. der Anwendung von TBT für Boote unter 25 m in Deutschland. Besonders im marinen Bereich wird Cybutryn inzwischen verstärkt nachgewiesen. Vom Umweltbundesamt in den Jahren 2005/2006 stichprobenartig durchgeführte

Analysen von Oberflächengewässern zeigten, dass in der Nähe von Yachthäfen (Marinas) und Steganlagen häufig Cybutryn-Konzentrationen von 20 - 50 ng/L gefunden werden (Kahle & Nöh 2009). Um das Wirkungspotential von Cybutryn zu charakterisieren, wurden vom Umweltbundesamt Untersuchungen in den Teich-Mesokosmen der Fließ- und Stillgewässer Simulationsanlage (FSA) in Berlin-Marienfelde durchgeführt. Diese belegen eine signifikante Wirkung von Cybutryn auf die Makrophyten- und Aufwuchsgemeinschaften (Mohr et al. 2009). Das Tausendblatt (*Myriophyllum verticillatum*) war die empfindlichste Makrophyten-Spezies mit einer 150 Tage-EC_{50} von 0,21 µg/L Cybutryn. Auf dieser Basis wurde der Qualitätsnorm-Vorschlag für Cybutryn von 2 ng/L abgeleitet. Hier triggerten anscheinend die positiven Monitoringbefunde zunächst weitere Untersuchungen zur Wirkung, die dann wiederum zur Ableitung einer Qualitätsnorm dienten, die dann die Bewertungsgrundlage für die Ergebnisse aus einem breit angelegten Monitoring darstellte.

3.1.3 Ausbaufähige Ansätze für eine Rückkopplung zwischen Stoffbewertung/ -regulierung und Umweltmonitoring

Nutzung der Umweltprobenbank-Daten

Da sowohl die Zuständigkeit für das Management der UPB als auch die Risikobewertung von Stoffen im Umweltbundesamt angesiedelt sind, ist in diesem Bereich prinzipiell eine Vernetzung vorhanden. Die UPB ist im Fachbereich II - Gesundheitlicher Umweltschutz, Schutz der Ökosysteme angesiedelt. Seit einigen Jahren erfolgt die Kommunikation über den UBA-internen UPB-Begleitkreis, an dem neben VertreterInnen der Fachgebiete, die die UPB koordinieren, auch VertreterInnen aus den Fachgebieten, die potentiell UPB-Ergebnisse nutzen können, teilnehmen. Die Sitzungen finden ca. vierteljährlich statt.

Durch die MitarbeiterInnen des Fachbereiches IV - Chemikaliensicherheit werden entsprechend der aktuellen Bewertungserfordernisse Vorschläge für die Durchführung von Monitoring-Studien eingebracht. In den letzten Jahren wurden so beispielsweise Untersuchungen zu perfluorierten Verbindungen (z.B. PFOS in Umwelt- und Humanproben) initiiert oder zu Malachitgrün (Tierarzneimittel) und dessen Transformationsprodukt Leukomalachitgrün in Fischen.

Nutzung der Daten aus dem Oberflächengewässermonitoring

Auf Basis der vorliegenden Informationen erscheint eine stärkere Vernetzung bezüglich der Nutzung der Daten aus dem Oberflächengewässermonitoring im Rahmen der Stoffbewertung und -regulierung möglich. Eine größere Anzahl von Stoffen (u.a. Biozide, Pflanzenschutzmittel und Industriechemikalien) wird hier bereits regelmäßig untersucht (zur Umsetzung der Regelungen der WRRL, EG 2000, bzw. der Oberflächengewässer-Verordnung, OGewV 2011). Ein großer Teil der Messdaten zu Stoffen, die gemäß WRRL-Vorgaben gemessen werden, werden auch zentral beim Umweltbundesamt erfasst (länderübergreifende Zusammenführung der Daten der LAWA-Messstellen des Oberflächengewässermonitorings).

Eine weitere grundsätzliche Möglichkeit der Nutzung von Monitoringdaten besteht darin, Proben mittels *non target*-Screening zu untersuchen, um Chemikalien zu identifizieren, die eventuell in der Stoffrisikobewertung zu berücksichtigen sind. Bislang wird dieser Ansatz aber nur selten systematisch genutzt. Ein Beispiel für einen derartigen Ansatz ist eine Untersuchung von Schwarzbauer & Ricking (2010). Ein *Non-Target*-Screening kann beispielsweise mit archi-

vierten Proben aus der Umweltprobenbank des Bundes durchgeführt werden. Mit diesen Proben sind so auch Veränderungen in den Stoffbelastungen nachweisbar (z.B. Vergleich der Peakmuster in Proben einer Probenart/eines Standorts aus unterschiedlichen Jahren oder Vergleich von Proben von Standorten mit unterschiedlicher Belastung).

NORMAN-Netzwerk

Im NORMAN-Netzwerk (www.norman-network.net) findet bereits eine Rückkopplung zwischen Institutionen aus dem Monitoring und Einrichtungen, die für die Stoffbewertung zuständig sind, statt. Dabei arbeiten europaweit Institutionen zusammen, um umweltrelevante Stoffe zu identifizieren, die bislang nicht reguliert sind (so genannte *emerging substances*). Die Entwicklung von geeigneten Analysenmethoden und die Durchführung von Messkampagnen für die identifizierten Stoffe wird unterstützt, um ausreichend georeferenzierte Monitoringdaten für eine Bewertung zu erhalten (Kompilation in der Internet-Datenbank EMPODAT; www.norman-network.net/empodat/). Auf Basis der Umweltkonzentrationsdaten sowie weiterer Aspekte (z.B. Stoffeigenschaften) wird die Relevanz der identifizierten Stoffe bewertet und es können Empfehlungen abgegeben werden, ob ein Stoff reguliert werde sollte (z.B. im Wasserrecht). Ein Priorisierungskonzept mit Handlungskategorien liegt vor (NORMAN 2013). Eine weitergehende Zusammenarbeit hinsichtlich der Nutzung von Monitoringdaten für die Stoffbewertung wäre bei Bedarf leicht zu implementieren. Das Umweltbundesamt ist „founding member“ bei NORMAN und im „steering committee“ vertreten.

3.2 Nutzung von Monitoringdaten in der Stoffbewertung und -regulierung - Grundsätzliche Möglichkeiten und gegenwärtige Umsetzung

3.2.1 Hintergrund

In den letzten Jahren befassten sich zwei internationale Workshops mit dem Themenfeld „Nutzung von Monitoring-Daten im Rahmen der Stoffbewertung“:

- Science-Based Guidance and Framework for the Evaluation and Identification of PBTs and POPs (Pensacola, Florida, 28.-31. Januar 2008; organisiert durch die SETAC Society of Environmental Toxicology and Chemistry; Zusammenfassung: Klecka & Muir 2008; http://www.setac.org/resource/resmgr/publications_and_resources/pbtpopsexecutivesummary.pdf). Die Workshop-Proceedings wurden in einer Beitragsserie in der SETAC-Zeitschrift „Integrated Environmental Assessment and Management“ veröffentlicht (z.B. Swackhamer et al. 2009, Weisbrod et al. 2009).
- Lab-Field Bioaccumulation Workshop, November 2009 in New Orleans, Louisiana, USA, organisiert von ISLI Health and Environmental Sciences Institute, SETAC, Society of Toxicology, European Commission Joint Research Centre, and US E.P.A. Environmental Protection Agency (Zusammenfassung Burkhard et al. 2012a). Die Workshop-Proceedings wurden ebenfalls in einer Beitragsserie in der SETAC-Zeitschrift „Integrated Environmental Assessment and Management“ veröffentlicht (z.B. Burkhard et al. 2012b, c).

In den auf Basis der Workshops erarbeiteten Publikationen ist der aktuelle Stand der wissenschaftlichen Forschung zusammengestellt. Außerdem wurden Empfehlungen für die Umsetzung in der Praxis abgeleitet.

Anhand der in der Literatur diskutierten und teilweise auch schon in gesetzlichen Regelungen umgesetzten Bewertungsmaßstäbe (z.B. für REACH EU 2011b, ECHA 2012a, b, c) zeichnen sich die folgenden Bereiche ab, in denen Daten aus chemisch-analytischen Monitoringstudien für die Risikobewertung von Chemikalien verwendet werden können:

- Verwendung von gemessenen Umweltkonzentrationen für die Relevanz- und Risikobewertung durch Vergleich der Wirkkonzentrationen wie PNEC (*predicted no effect concentration*) oder Umweltqualitätsnormen mit der Höhe der gemessenen Konzentrationen (Erfassung der Häufigkeit möglicher Überschreitungen und der räumlichen Verteilung der Funde; Bewertung z.B. im Kontext der Wasserrahmenenrichtlinie für Flussgebiete in den Mitgliedstaaten der EU).
- Beleg der Persistenz durch Zeitreihen-Studien mit ansteigenden Konzentrationstrends (sofern konstante oder sinkenden Verbrauchs-/Emissionsmengen belegbar sind; nur als Zusatzinformation verwendbar).
- Beleg des Ferntransports von Stoffen durch die Luft (und damit indirekt der Persistenz; Nutzung von Messdaten z.B. aus der Arktis, eingeschränkt evtl. auch aus anderen emittentenfernen Regionen wie alpinen Seen).
- Beleg des Ferntransports von Stoffen im Wasser (Nutzung von Messdaten z.B. aus der Arktis, eingeschränkt evtl. auch aus anderen emittentenfernen marinen Regionen).
- Beleg des Vorkommens eines Stoffes in Organismen durch Messung in Biota (als Befund allein nicht ausreichend für den Nachweis einer Bioakkumulation, Nachweis evtl. möglich in Verknüpfung mit Informationen zu Verbrauchs-/Emissionsmengen).
- Beleg der Bioakkumulation durch verschiedene Akkumulationsfaktoren Wasser/Biota, Sediment/Biota, Schwebstoff/Biota und Boden/Biota (ECHA 2012a) (zu ausführlichen Informationen über Bioakkumulationsfaktoren s. Abschnitt 4.1.1 und 5.1.4).
- Beleg der Biomagnifikation durch Untersuchung von Biota mehrerer trophischer Ebenen (Gobas et al. 2009: „for well characterized prey/predator trophic interaction“) bzw. Bestimmung eines trophischen Magnifikationsfaktors (TMF) (Weisbrod et al. 2009, Borga et al. 2012). Nach Gobas et al. (2009) sollten möglichst sowohl aquatische als auch terrestrische Ökosysteme untersucht werden. Wenn Daten zu Stoffgehalten in Organismen vorliegen, die in einem Räuber/Beute-Verhältnis stehen, kann ein Biomagnifikationsfaktor (BMF) berechnet werden. Liegen Monitoringdaten für mehrere Spezies vor, die unterschiedliche trophische Ebenen des Nahrungsnetzes des untersuchten Ökosystems repräsentieren (mindestens drei; Borga et al. 2012), kann ein trophischer Magnifikationsfaktor (TMF) abgeleitet werden (zu ausführlichen Informationen über (trophische) Biomagnifikationsfaktoren s. Abschnitt 4.1.1 und 5.1.5).

In der Vergangenheit wurden Stoffe im Wesentlichen auf Basis der im Labor ermittelten Stoffeigenschaften bewertet. Dies trifft auch für die PBT-Eigenschaften von Chemikalien zu.

Die Persistenz eines Stoffs wird bislang in erster Linie auf Basis von Abbauuntersuchungen nach standardisierten OECD-Testrichtlinien in verschiedenen Modellsystemen bewertet (z.B. in Labor-Boden- oder Wasser-/Sediment-Systemen; teilweise auch in Freilandexperimenten). Die Bioakkumulation wird ebenfalls in Laborversuchen z.B. an Fischen oder Regenwürmern ermittelt. Hierzu sind in den verschiedenen Chemikalien-Regulationen Klassifizierungsraster entwickelt worden, mit deren Hilfe eine Bewertung durchgeführt werden kann.

Erst in den letzten Jahren werden auch Daten aus dem Monitoring stärker in die Bewertung bestimmter Stoffeigenschaften einbezogen. Hierzu hat insbesondere die Stockholm-Konvention beigetragen (UNEP 2009a). Darin werden zur Bewertung der Persistenz ausdrücklich auch Hinweise auf einen Ferntransport berücksichtigt. Beim Kriterium Bioakkumulation ist ebenfalls die Verwendung von Monitoringdaten als Beleg vorgesehen (UNEP 2009a; siehe unten). Nach Weisbrod et al. (2009) sind Monitoringdaten („field data“) als ultimative Indikatoren dafür anzusehen, inwieweit sich das Bioakkumulationspotential eines Stoffes in der Umwelt auswirkt.

Generell sind Stoffnachweise in biologischen Proben ein deutlicher Indikator dafür, dass diese Stoffe von einem Organismus aus seiner Umwelt aufgenommen wurden (Swackhamer et al. 2009). Allerdings ist der analytische Nachweis eines Stoffes in einem Organismus allein noch kein Beleg für eine Bioakkumulation bzw. Biomagnifikation. Diese gilt erst als eindeutig belegt, wenn beispielsweise die Schlussfolgerung auf Basis der Untersuchung von Organismen mehrerer Trophiestufen aus einem einzelnen Nahrungsnetz gezogen werden kann (Swackhamer et al. 2009). Idealerweise schließen die für die Bestimmung von TMF untersuchten Nahrungsketten Säugetiere mit ein (z.B. Gras – Rind – Mensch oder Boden – Wurm – Spitzmaus – Greifvogel; Gobas et al. 2009) und sind nicht rein aquatisch, sondern beinhalten auch Luftatmer (z.B. Eisbären im arktischen Nahrungsnetz).

Ehrlich et al. (2011) diskutieren die Nutzung von TMF kritisch. So betonen sie, dass die Ableitung von TMF ein großes Wissen über jeden der verwendeten Repräsentanten des Nahrungsnetzes erfordert (z.B. genaue Position im Nahrungsnetz, Art der Beute, mögliche jährliche Veränderungen der Räuber-Beute-Beziehungen usw.). Grundsätzlich sehen sie aber Monitoring-Untersuchungen als Möglichkeit, TMF abzuleiten. Als Nachteil wird angeführt, dass mittels TMF keine prospektive Bewertung möglich ist, sondern nur eine retrospektive nach Emission des Zielstoffes im Rahmen seiner Nutzung. Außerdem wird auf Unterschiede bei der Bioakkumulation zwischen gleich- und wechselwarmen Organismen hingewiesen, die die Ableitung eines einzelnen TMF als problematisch ansehen lassen. Deshalb sollten neben den TMF auch die BMF für die einzelnen Räuber-Beute-Paare im Nahrungsnetz berechnet und verglichen werden.

Im Rahmen der europäischen REACH-Gesetzgebung ist ausdrücklich die Möglichkeit der Verwendung von Monitoringdaten im Kontext der Bewertung von PBT-Stoffen vorgesehen (s. Kapitel 3.2.4). Monitoringdaten sind zu berücksichtigen, falls diese äquivalente Hinweise auf eine mögliche Besorgnis geben (Annex XIII, EG 2007a bzw. EG 2011a, ECHA 2012a). Allerdings gibt es bislang wenig konkrete Hinweise zur Vorgehensweise bei der Verwendung von Monitoringdaten in diesem Kontext (Moermond et al. 2011, Swackhamer et al. 2009).

Die hier durchgeführten Betrachtungen beziehen sich im Wesentlichen auf lipophile Stoffe, die sich aufgrund ihres Verteilungsverhaltens in Organismen (Biota) anreichern. Polare Stoffe bioakkumulieren häufig nicht, so dass für diese Stoffe nur Untersuchungen im Hinblick auf eine mögliche Persistenz relevant erscheinen (Trenduntersuchungen, z.B. in Klärschlamm oder Schwebstoffen). Bestimmte Stoffe können sich aber auch anreichern, ohne dass es zu einer Bioakkumulation im Fettgewebe kommt (z.B. PFOS, das an Proteine bindet). Ähnliches gilt für Monomethylquecksilber- und Butylzinnverbindungen.

Da auch viele Pharmaka polar sind, konnten für diese Gruppe nur wenige Beispiele für Anreicherungen in Biota recherchiert werden. Im Rahmen der Umweltprobenbank sind Fischproben auf eine Reihe von Arzneimittelwirkstoffen untersucht worden. Hierbei konnten aber nur ein Wirkstoff (das Antihistaminikum Diphenhydramin; 0,04 - 0,07 ng/g Frischgewicht) und ein

Transformationsprodukt (Desmethylsertralin, Metabolit des Antidepressivum Sertralin; 1,65 - 3,28 ng/g Frischgewicht) in Spuren nachgewiesen werden (Subedi et al. 2012). Insbesondere Desmethylsertralin ist relativ unpolar (log K_{ow}[10] 4,82; KowWin v1.67[11]). Allerdings ist hier zu beachten, dass der K_{ow} für die neutrale Form berechnet wurde. Unter Umweltbedingungen kann das Molekül ionisch vorliegen, so dass der K_{ow} kein geeigneter Deskriptor einer möglichen Bioakkumulation ist. Dies gilt für viele Arzneimittelwirkstoffe. Hier sollte, wenn verfügbar, besser der D-Wert[12] (als log D) verwendet werden, bei dem die Verteilung aller ionischen und nicht-ionischen Spezies eines Moleküls zwischen n-Oktanol und Wasser berücksichtigt werden (Kah & Brown 2008).

In einem aktuellen Review werteten Huerta et al. (2012) Monitoringuntersuchungen zum Vorkommen von Arzneimittelwirkstoffen in Biota aus. Dabei wurden 14 relevante Studien identifiziert, 12 davon mit Fischen. Bei den meisten Studien wurden Arzneimittelwirkstoffe mit höherem K_{ow} untersucht (log K_{ow} > 3.5; z.B. Fluoxetin, Paroxetin, 17-alpha-Ethinylestradiol, Ibuprofen, Gemfibrozil), die zum Teil auch in niedrigen Konzentrationen nachzuweisen waren. Die maximalen Konzentrationen betrugen ca. 5 ng/g Frischgewicht im Fischfilet oder Gesamtfisch-Homogenat. Bei einigen Wirkstoffen waren die Konzentrationen in Leber- oder Hirngewebe höher als im Filet (Brooks et al. 2005). Bei Studien, in denen Arzneimittelwirkstoffe oberhalb der Bestimmungsgrenze identifiziert wurden, handelte es sich vorwiegend um Fische aus Gewässern, die einen hohen Abwasseranteil aufwiesen (Probenahme unterhalb von Kläranlagen; z.B. Brooks et al. 2005, Ramirez et al. 2007). In einer schwedischen Untersuchung (Fick et al. 2011) wurden Umweltproben auf bis zu 100 Arzneimittelwirkstoffe untersucht, die auf Basis ihres Wirk- und Bioakkumulationspotentials ausgewählt worden waren. In sieben Fischproben (Flussbarsche) wurden bis zu 23 Arzneimittelwirkstoffe im niedrigen ng/g-Bereich nachgewiesen. Die höchsten Konzentrationen wiesen die Fische auf, die direkt unterhalb von Kläranlagen beprobt worden waren. Die gemessenen Gehalte im Fischgewebe zeigten eine Korrelation zu den Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe in der Wasserphase (Fick et al. 2011). Um zukünftig für Arzneimittel Bioakkumulationsfaktoren aus Monitoringuntersuchungen bestimmen zu können, sind deutliche Verbesserungen der analytischen Nachweisempfindlichkeit erforderlich. Da sich - im Gegensatz zu den häufig polareren Arzneimittelwirkstoffen - lipophile Stoffe im Fettgewebe von Organismen anreichern, sind für diese die Konzentrationen in Biota höher und damit die Nachweismöglichkeiten erleichtert.

3.2.2 Stockholm-Konvention (POP-Konvention)

Die folgende Auswertung der Nutzung von Monitoringdaten zum Beleg des Kriteriums Bioakkumulation im Rahmen der POP-Konvention basiert im Wesentlichen auf einer Auswertung von M. Kitano (Meiji Universität, Japan), die inzwischen als Annex VI „Preliminary guidance paper on bioaccumulation evaluation“ vorliegt (UNEP 2011). In diesem Dokument sind die Begründungen für die Bioakkumulation der als POP unter die Konvention fallenden Stoffe zusammengestellt (Kriterien siehe Tab. 9).

10 n-Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (Kow).

11 Software zur Abschätzung von Kow-Werten (entwickelt im Auftrag der U.S. EPA).

12 Verteilungsverhältnis der ionischen und nicht-ionischen Spezies eines Stoffes zwischen n-Oktanol und Wasser.

Die Auswertung von Kitano (UNEP 2011) zeigt, dass bereits einige Stoffe als „bioakkumulierend“ bewertet wurden, obwohl sie einen BCF unter 5000 aufweisen. Hierbei handelt es sich um

- PFOS (BCF 240 -1300, es existieren aber andere Belege für eine Biomagnifikation),
- Lindan (gamma-Hexachlorcyclohexan, gamma-HCH; BCF 13 - 4240, es liegen aber Monitoringdaten zu Biotabelastungen in der Arktis vor),
- alpha-HCH (BCF 313 - 2400, die Biomagnifikationsfaktoren betragen jedoch 1 bis 16, zudem liegen Monitoringdaten zu Biotabelastungen in der Arktis vor), und
- beta-HCH (BCF 250 - 1500, die Biomagnifikationsfaktoren liegen jedoch zwischen 1 und 18, zudem sind Monitoringdaten zu Biotabelastungen in der Arktis vorhanden).

Tab. 9 Kriterien für POPs gemäß Stockholm-Konvention (UNEP 2009a, EG 2006b).

Persistenz	(I) Nachweis, dass die Halbwertszeit der Chemikalie in Wasser über zwei Monate oder im Boden über sechs Monate oder in Sedimenten ebenfalls über sechs Monate beträgt, **oder**
	(II) Nachweis, dass die Chemikalie anderweitig ausreichend persistent ist, um ihre Berücksichtigung im Rahmen dieses Übereinkommens zu rechtfertigen;
Bioakkumulation	(I) Nachweis, dass der Biokonzentrationsfaktor oder Bioakkumulationsfaktor bei Wasserorganismen für die Chemikalie über 5000 beträgt oder - bei Fehlen solcher Daten - der log Kow-Wert den Wert 5 übersteigt, **oder**
	(II) Nachweis, dass eine Chemikalie aus anderen Gründen Anlass zur Besorgnis gibt, beispielsweise eine hohe Bioakkumulation in anderen Organismen, eine hohe Toxizität oder Ökotoxizität, **oder**
	(III) Monitoringdaten in Biota, aus denen hervorgeht, dass das Bioakkumulationspotential der Chemikalie ausreicht, um ihre Berücksichtigung im Rahmen dieses Übereinkommens zu rechtfertigen
Potential zum weiträumigen Transport der Chemikalie in der Umwelt	**(I)** potentiell Besorgnis erregende, gemessene Konzentrationen der Chemikalie an weitab von den Quellen ihrer Freisetzung liegenden Orten **oder** **(II)** Überwachungsdaten, aus denen hervorgeht, dass in der Umwelt ein weiträumiger Transport der Chemikalie über die Luft, durch das Wasser oder über wandernde Arten in ein aufnehmendes Kompartiment stattgefunden haben könnte, **oder** **(III)** Eigenschaften hinsichtlich des Verhaltens in der Umwelt und/oder Modell-Ergebnisse, die belegen, dass die Chemikalie das Potential zum weiträumigen Transport in der Umwelt über die Luft, durch das Wasser oder über wandernde Arten in ein aufnehmendes Kompartiment an weitab von den Quellen ihrer Freisetzung liegenden Orten aufweist. Bei einer Chemikalie, die im wesentlichen Umfang durch die Luft transportiert wird, soll sich deren atmosphärische Halbwertszeit auf mehr als zwei Tage belaufen.
schädliche Auswirkungen	(I) Nachweis schädlicher Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt, der eine Berücksichtigung im Rahmen dieses Übereinkommens rechtfertigt, oder
	(II) Toxizitäts- oder Ökotoxizitätsdaten, aus denen das Potential für eine Schädigung der menschlichen Gesundheit oder der Umwelt hervorgeht

Im Folgenden wird die Verwendung von Monitoringdaten bei Stoff-Risikobewertungen im Rahmen der Stockholm-Konvention am Beispiel Hexabromcyclododecan (HBCDD) dargelegt:

Im *risk profile*-Bericht der UNEP (2010) zu HBCDD wird das Langstreckentransport-Potential mit Monitoringdaten belegt. Daten aus der norwegischen Arktis zeigen, dass die HBCDD-Konzentrationen in der Luft ca. 30fach höher waren, wenn der Wind aus den Emittenten-Regionen auf den Kontinenten kam, als wenn der Wind aus der Arktis kam (Daten der Climate and Pollution Agency, Norwegen, zitiert in UNEP 2010). Außerdem wird das Biomagnifikationspotential u.a. mit Feldstudien belegt, die einen Anstieg der HBCDD-Konzentrationen in Biota mit ansteigender trophischer Ebene zeigen (aquatische und arktische Nahrungsnetze). In einer der Untersuchungen in der norwegischen Arktis (Sørmo et al. 2006) wurden 2002/2003 repräsentative Spezies verschiedener trophischen Ebenen der Eisbär-Nahrungskette untersucht. In einem Flohkrebs (*Gammarus wilkitzkii*) lag die HBCDD-Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze. Zum Polardorsch (*Boreogadus saida*) hin stieg die HBCDD-Konzentration an. Vom Polardorsch zu Ringelrobben (*Pusa hispida*) wurde ein BMF von 36 berechnet (bezogen auf Gesamtkörper-Frischgewichtsdaten). In Eisbären (*Ursus maritimus*) wurden dagegen dann niedrigere Konzentrationen gefunden (BMF 0.6).

Im Bericht der UNEP (2010) zu HBCDD sind weiterhin auch Daten aus dem Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) und anderen Monitoring-Programmen eingeflossen, um die PBT-Eigenschaften von HBCDD zu belegen. Die Daten dienen dazu, die in Laborversuchen bestimmten Werte zu untermauern (*weight of evidence-approach*). Die Schlussfolgerung lautet: „HBCDD is persistent in the environment and bioaccumulates and biomagnifies in fish, birds and mammals. A number of measured levels in biota, including higher trophic levels such as birds and mammals, in source and remote regions are of significant concern for human health and the environment. Therefore it is concluded that HBCDD is likely, as a result of its long-range environmental transport, to lead to significant adverse human health and environmental effects, such that global action is warranted" (UNEP 2010).

3.2.3 OSPAR und HELCOM

Das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks (OSPAR) ist eine internationale Regelung zum Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks und umfasst auch Stoffeinträge der Vertragsstaaten. HELCOM ist eine zwischenstaatliche Kommission von Ostsee-Anrainerstaaten, die auf Basis der Helsinki-Konvention von 1992 für den Schutz der Ostsee zuständig ist. Im Rahmen dieser internationalen Vereinbarungen werden Monitoringaktivitäten durchgeführt bzw. koordiniert. Ziel ist die Bewertung in Hinsicht darauf, inwieweit bestimmte Qualitätskriterien eingehalten werden. Außerdem werden aber auch Stoffberichte verfasst (z.B. ‚Background document on organic tin compounds', OSPAR 2011). Die OSPAR Hazardous Substances Strategy zielt darauf ab, Einträge in die Meeresumwelt kontinuierlich zu vermindern. Für PBT-Stoffe (OSPAR Hazardous Substances) besteht das Ziel, deren Konzentrationen in der Meeresumwelt weitest möglich zu reduzieren („concentrations close to zero"). Die OSPAR-Kriterien für PBT-Stoffe sind die Folgenden (OSPAR 2005):

Persistenz (P):	Halbwertszeit ($T_{1/2}$) von 50 Tagen; und
Bioakkumulationspotenzial(B):	log K_{ow} > 4 or BCF > 500; und
Toxizität (T)	T_{aq}: akut L(E)C50 < 1 mg/L, chronisch NOEC < 0,1 mg/L oder $T_{Säugetier}$: CMR oder chronische Toxizität

In den letzten Jahren wurde die Arbeit von OSPAR umgestellt. So werden seit Implementierung der Wasserrahmenlichtlinie und der REACH-Direktive keine neuen Stoffe ausgewählt und priorisiert (OSPAR 2014; Moermond et al. 2012). Allerdings wird eine Reihe von besorgniserregen-

den Stoffen (List of Substances of Possible Concern, Section A) weiter durch OSPAR bearbeitet, da diese nicht über EU-Regelungen abgedeckt sind (ca. 140 Stoffe; z.B. 17-alpha-Ethinyl-estradiol, Nonylphenolethoxylat, Tetraethylblei).

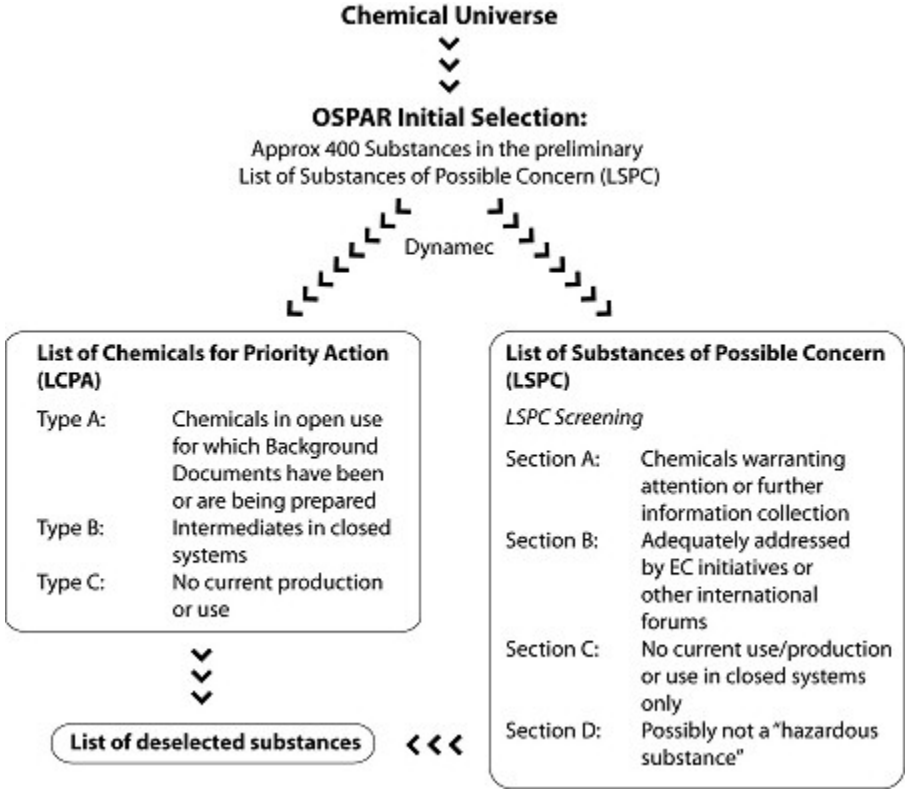

Abb. 1 Übersicht über das OSPAR-Priorisierungskonzept (OSPAR 2014).

3.2.4 Europäische REACH-Verordnung

Unter REACH werden die in Tab. 10 aufgeführten Persistenz-Kriterien für PBT- bzw. vPvB-Stoffe verwendet (Anhang XIII der REACH-Verordnung, EU 2011b). Diese beziehen sich auf den Abbau der Stoffe in verschiedenen Kompartimenten (Wasser, Boden, Sediment). In der ursprünglichen Version des Annex XIII wurde nicht direkt auf Monitoringdaten Bezug genommen. In Guidance-Dokumenten der ECHA (ECHA 2011, 2012a) wird aber darauf hingewiesen, dass, auch wenn z.B. das P-Kriterium nicht erfüllt wird, die Gesamtbewertung dennoch ergeben kann, dass der Stoff ein PBT-Stoff gemäß REACH Annex XIII ist. Dies kann beispielsweise der Fall sein, wenn der Stoff signifikant bioakkumuliert und Monitoringdaten belegen, dass Konzentrationen in Biota fern von anthropogenen Quellen einen ansteigenden Trend aufweisen.

Tab. 10 Kriterien für PBT-Stoffe gemäß Anhang XIII der REACH-Verordnung (ECHA 2011, 2012a, EU 2011b).

Eigenschaft	PBT-Kriterien	vPvB-Kriterien
Persistenz	Ein Stoff erfüllt das Kriterium „persistent" (P), wenn - die Halbwertszeit in Meerwasser mehr als 60 Tage beträgt oder - die Halbwertszeit in Süßwasser oder Fluss-mündungen mehr als 40 Tage beträgt oder - die Halbwertszeit in Meeressediment mehr als 180	Ein Stoff erfüllt das Kriterium „sehr persistent" (vP), wenn - die Halbwertszeit in Meer- oder Süßwasser oder Flussmündungen mehr als 60 Tage beträgt oder - die Halbwertszeit in Meer- oder Süßwasser-

Eigenschaft	PBT-Kriterien	vPvB-Kriterien
	Tage beträgt oder - die Halbwertszeit in Süßwassersediment oder Flussmündungssediment mehr als 120 Tage beträgt oder - die Halbwertszeit im Boden mehr als 120 Tage beträgt	oder Flussmündungssediment mehr als 180 Tage beträgt oder - die Halbwertszeit im Boden mehr als 180 Tage beträgt.
Bioakkumulation	Ein Stoff erfüllt das Kriterium „bioakkumulierbar" (B), wenn - der Biokonzentrationsfaktor (BCF) höher als 2000 ist.	Ein Stoff erfüllt das Kriterium „sehr bioakkumulierbar" (vB), wenn - der Biokonzentrationsfaktor (BCF) höher als 5000 ist.
Toxizität	Ein Stoff erfüllt das Kriterium „toxisch" (T), wenn - die Konzentration, bei der keine Langzeitwirkungen (Langzeit no-observed effect concentration - NOEC) auf Meeres- oder Süßwasserlebewesen beobachtet werden kann, weniger als 0,01 mg/L beträgt oder - der Stoff als karzinogen (Kategorie 1 oder 2), mutagen (Kategorie 1 oder 2) oder fortpflanzungsgefährdend (Kategorie 1, 2 oder 3) eingestuft wird oder - es andere Belege für chronische Toxizität gibt, die eine Einstufung mit T, R48 oder Xn, R48 nach der Richtlinie 67/548/EWG bedingen würden	-

Der im Jahr 2011 revidierte Anhang XIII zur REACH-Verordnung (EU 2011) sieht neben den in Tab. 10 genannten Kriterien vor, dass für Stoffe, bei denen die geforderten Daten nicht vorliegen, weitere Kriterien betrachtet werden. Die Identifizierung von PBT-Stoffen und vPvB-Stoffen erfolgt dabei durch eine Beurteilung der vorliegenden Befunde durch Experten (*weight of evidence approach*), indem alle gemäß Anhang XIII relevanten und verfügbaren Informationen mit den Kriterien verglichen und bewertet werden.

Hinsichtlich der Beurteilung von P- oder vP-Eigenschaften können neben Simulationstests auch Informationen aus Feldstudien oder Monitoring-Studien unter der Voraussetzung verwendet werden, dass deren Eignung und Zuverlässigkeit angemessen nachgewiesen werden kann. Grundsätzlich kann ein Monitoring in geeigneten Matrices dazu beitragen, die Persistenz von Stoffen zu belegen (z.B. Nachweis von Stoffen in emittentenfernen Regionen wie der Arktis oder in alpinen Seen bzw. Nachweis in großem zeitlichem Abstand zur Emission). Auch der Nachweis in Organismen höherer Trophieebenen kann neben einem möglichen Bioakkumulationspotenzial die Persistenz eines Stoffes belegen (ECHA 2012a: „Furthermore, the information may be used to support the assessment of persistency, in particular for possible long range transport if significant concentrations are found in biota in remote areas.").

Zur Beurteilung von B- oder vB-Eigenschaften sind unter der Voraussetzung, dass deren Eignung und Zuverlässigkeit angemessen nachgewiesen werden kann, auch sonstige Informationen nutzbar, wie beispielsweise der Nachweis erhöhter Konzentrationen eines Stoffes in Biota im Vergleich zu den Werten in ihrer Umgebung (insbesondere bei gefährdeten Arten und in gefährdeten Populationen) oder Informationen über die Fähigkeit eines Stoffs zur Biomagnifikation in der Nahrungskette (ausgedrückt möglichst durch Biomagnifikationsfaktoren oder trophische Magnifikationsfaktoren; ECHA 2012a).

In den Guidance-Dokumenten der ECHA (2011, 2012a) werden auch so genannte Screening-Kriterien aufgeführt (Tab. 11), die anzuwenden sind, wenn für einen Stoff keine Informationen zur Bewertung entsprechend der Anforderungen in Tab. 10 vorliegen (z.B. Stoffe mit Jahrestonnagen < 100 t, für die nur ein begrenzter Stoffdatensatz vorzulegen ist).

Tab. 11 Screening-Kriterien für PBT-Stoffe gemäß Annex XIII der REACH-Verordnung (EU 2011) und ECHA (2012a).

Type of data	Criterion	Screening assignment
Persistence		
Ready biodegradability test	Readily biodegradable	Not P and not vP
Enhanced ready biodegradability test	Readily biodegradable	Not P and not vP
Specified tests on inherent biodegradability		
Zahn-Wellens (OECD 302B)	> 70% mineralisation (DOC removal) within 7 d; log phase no longer than 3 d; removal before degradation occurs below 15%; no pre-adapted inoculum	Not P
MITI II test (OECD 302C)	> 70% mineralisation (O2 uptake) within 14 days; log phase no longer than 3d; no pre-adapted inoculum	Not P
Biowin 2 (non-linear model prediction) and Biowin 3 (ultimate biodegradation time)	Does not biodegrade fast (probability < 0.5), and ultimate biodegradation timeframe prediction: > months (value < 2.2)	P
or Biowin 6 (MITI non-linear model prediction) and Biowin 3 (ultimate biodegradation time)	or Does not biodegrade fast (probability < 0.5) and ultimate biodegradation timeframe prediction: > months (value < 2.2)	P
Bioaccumulation		
Convincing evidence that a substance can biomagnify in the food chain (e.g. field data)	e.g. BMF > 1	B or vB, definitive assignment possible
Octanol-water partitioning coefficient (experimentally determined or estimated by QSAR)	Log Kow $\leq$ 4.5	not B and not vB
Toxicity		
Short-term aquatic toxicity	EC_{50} or LC_{50} < 0.01 mg/L	T, criterion considered to be definitely fulfilled
Short-term aquatic toxicity	EC_{50} or LC_{50} < 0.1 mg/L	T
Avian toxicity (subchronic or chronic toxicity or toxic for reproduction)	NOEC < 30 mg/kg food	T

Ein Stoff ist bioakkumulierend nach REACH-Anhang XIII (EU 2011b), wenn es überzeugende Beweise für seine Biomagnifikation in der Nahrungskette gibt (z.B. auch gestützt auf Felddaten). Außerdem können Monitoringdaten verwendet werden, um eine mögliche Persistenz

oder ein Langstreckentransport-Potential zu belegen, insbesondere wenn relevante Konzentrationen in Biotaproben in entlegenen Gebieten gefunden werden.

Gemäß dem Guidance-Dokument der ECHA (2012a) sind die Anreicherung von Stoffen in der Nahrungskette und die Sekundärvergiftung eigenständige Kriterien zur Beurteilung, ob ein Stoff die B- oder vB-Kriterien erfüllt oder nicht. Falls Bioakkumulationsfaktoren (BAF), die auf Basis von geeigneten Monitoringdaten berechnet werden (z.B. aus entsprechenden Stoffkonzentrationen in Wasserorganismen und im Wasser; ECHA 2012a), über den B- oder vB-Kriterien liegen, ist zu prüfen, ob dieser Befund ausreichend ist, um zu schließen, dass es sich um einen B- oder vB-Stoff handelt. Wenn sich aus solchen Daten ergibt, dass die BAF bzw. BMF unter den Trigger-Werten liegen (Tab. 11), ist dies allerdings nicht ausreichend für die Feststellung, dass der betrachtete Stoff die B- oder vB-Kriterien nicht erfüllt (ECHA 2012a).

Falls die Kriterien nach Tab. 10 bzw. Tab. 11 zur Anwendung gelangen und nicht erfüllt sind, ist gemäß REACH Guidance-Dokument zur PBT-Bewertung in jedem Fall zu prüfen, ob es dem Ergebnis widersprechende Hinweise gibt, wie beispielsweise Monitoringdaten, die ein P- (oder B-)Potential belegen (ECHA 2012a). Bevor eine Substanz abschließend als „nicht P“ oder „nicht vP“ bewertet wird, ist sorgfältig zu überprüfen, ob widersprüchliche Informationen aus Monitoringdaten entweder aus nationalen Überwachungsprogrammen der Mitgliedsstaaten oder internationalen Organisationen (z.B. OSPAR oder internationale Rhein-Kommission IKSR) vorliegen. Diese können z.B. den Beleg steigender Umweltkonzentrationen (bei gleichbleibenden oder sinkenden Verbrauchsmengen) oder den Nachweis signifikanter Konzentrationen der Substanz in nicht anthropogen beeinflussten Regionen wie der Arktis oder in alpinen Seen beinhalten. Auch relevante Konzentrationen der Substanz in den höheren Ebenen des Nahrungsnetzes in nicht anthropogen beeinflussten Regionen können eine hohe Persistenz belegen. Wenn solche Hinweise zeigen, dass die Substanz möglicherweise persistent ist, werden weitere Untersuchungen benötigt (ECHA 2012a).

3.2.5 Mögliche Nutzung der Umweltprobenbank des Bundes zur Bewertung der PBT-Eigenschaften von Stoffen

Im Folgenden soll dargelegt werden, wie Untersuchungen mit Probenmaterial aus der Umweltprobenbank des Bundes (UPB) für die Risikobewertung von Chemikalien genutzt werden können. Eine Betrachtung konkreter Fallbeispiele aus bereits durchgeführten Untersuchungen befindet sich in Anlage 7. Die prinzipiellen Nutzungsmöglichkeiten der Umweltprobenbank zur Bewertung der PBT-Eigenschaften von Stoffen werden dann detailliert in Abschnitt 4.1.2 diskutiert.

Die UPB bildet ein zentrales Element der Umweltbeobachtung in Deutschland. Sie ist ein Archiv von Proben, mit denen die Qualität der Umwelt dokumentiert und bewertet werden kann. Die im Archiv eingelagerten Proben sind für bestimmte Ökosysteme in Deutschland repräsentativ und werden regelmäßig gesammelt (Probenahmegebiete s. Abb. 2). Hierbei handelt es sich hauptsächlich um Biotaproben, teilweise aus verschiedenen trophischen Ebenen der Nahrungsnetze. Außerdem werden auch Boden- und Gewässer-Schwebstoffproben gesammelt und archiviert. Der Lagerungsaspekt unterscheidet die UPB damit von anderen Monitoring-Programmen, bei denen meistens die direkte Untersuchung der gesammelten Proben auf eine Reihe von vorher festgelegten Zielstoffen im Vordergrund steht und, wenn überhaupt, im Wesentlichen nur überschüssiges Material gelagert wird.

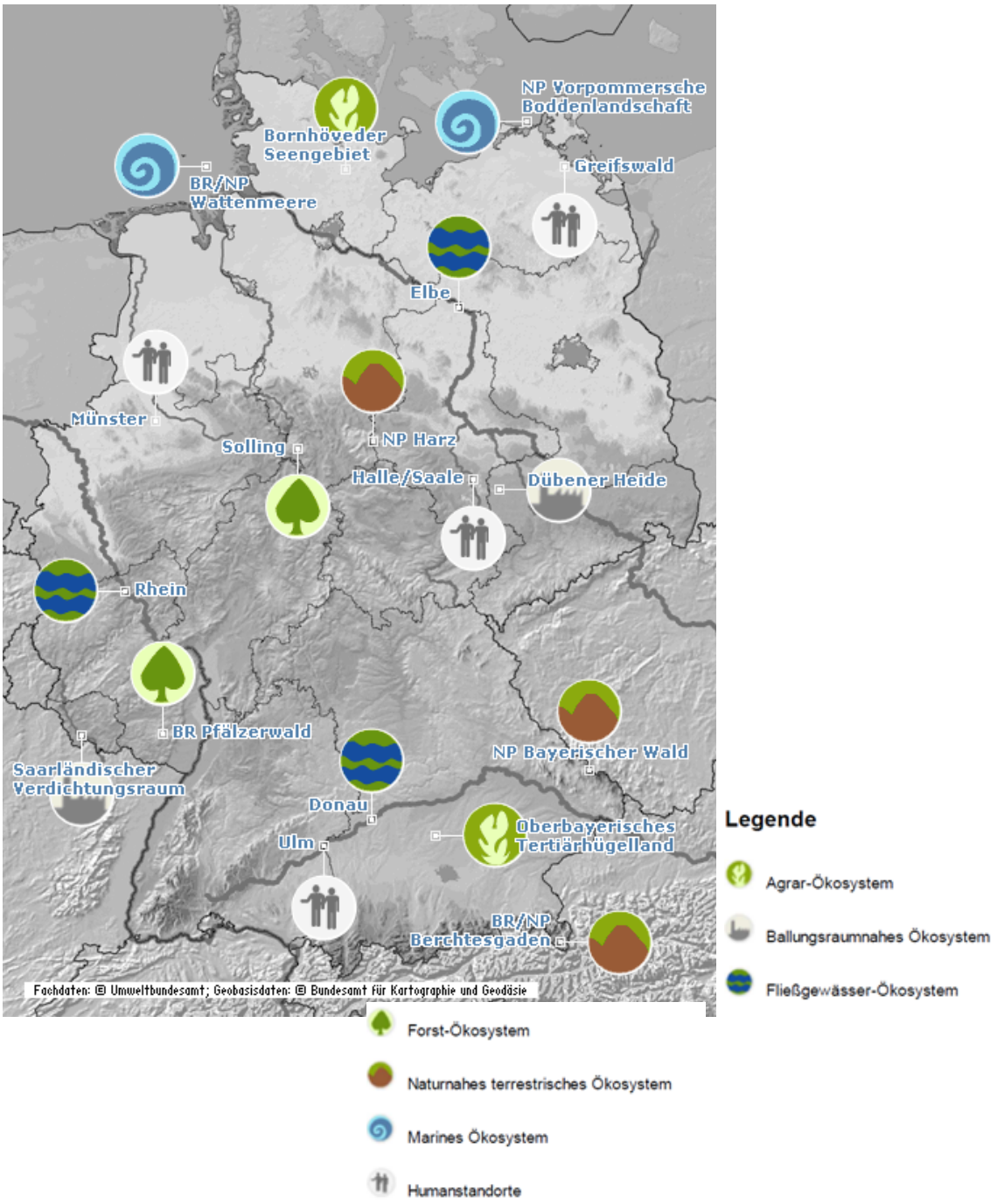

Abb. 2 Probenahmegebiete der UPB (www.umweltprobenbank.de).

Wesentliches Ziel der UPB ist, zeitliche Veränderungen der Konzentrationen von Chemikalien retrospektiv verfolgen zu können. Da die Proben schon vorhanden sind, können solche rückwirkenden Monitoringuntersuchungen auch relativ kurzfristig durchgeführt werden, soweit Analysenmethoden verfügbar sind. Berücksichtigt werden können damit auch Stoffe, die zum Zeitpunkt der Probenahme noch nicht als relevant angesehen wurden oder für die zu dem Zeitpunkt noch keine Analytik möglich war. Eine statistische Auswertung der Trends ist häufig möglich, wenn die untersuchten Stoffe tatsächlich eindeutige und relevante Konzentrationsänderungen im ausgewählten Zeitraum aufweisen.

Alle Abläufe der Umweltprobenbank von der Probenauswahl über Probenahme, Analytik und Lagerung sind in der regelmäßig aktualisierten, in den Prinzipien aber seit Beginn des Routine-Betriebs unveränderten UPB-Konzeption festgelegt (Umweltbundesamt 2008).

Die UPB bietet somit in erster Linie die Möglichkeit, den Erfolg umweltpolitischer Maßnahmen zu überprüfen, z.B. den Beleg des Rückgangs der Umweltkonzentrationen nach Stoffverbot bzw. Anwendungsbeschränkung. So ist es möglich, Trenduntersuchungen für schon identifizierte oder potentielle PBT-Stoffe durchzuführen, z.B. um Erfolgskontrollen von Stoffverboten oder Risikominderungsmaßnahmen durchzuführen. Beispiele sind die Belege für abnehmende Konzentrationen an PFOS in UPB-Brassenmuskulaturproben oder HBCDD in Silbermöweneiern, die in Zusammenhang mit Anwendungsverboten (z.B. PFOS, PBDE, PCB, Fliedner et al. 2012) bzw. Maßnahmen zur Emissionsreduktion bei Produktion und Verarbeitung (HBCDD, Esslinger et al. 2011) stehen. Beispiele dazu sind im Anlage 8 dokumentiert (basierend auf Informationen des UPB-Internetportals).

Für die in Biota nachgewiesenen Stoffkonzentrationen ist ein Abgleich mit Umweltqualitätsnormen (UQN) oder anderen Qualitätsstandards möglich, soweit diese verfügbar sind. Im Falle der UPB können hier UQN, die z.B. im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie für aquatische Biota abgeleitet wurden, herangezogen werden (s. Richtlinie 2013/39/EU; EU 2013a). Alternativ ist eine Umrechnung von als Wasserkonzentration abgeleiteten UQN auf Gewebekonzentrationen möglich, sofern geeignete Daten zur Verfügung stehen und ausreichend valide Biokonzentrationsfaktoren vorliegen. Darüber hinaus können gegebenenfalls auch im Rahmen von Stoffbewertungen abgeleitete PNECs (*predicted no effect concentrations*) zur Bewertung herangezogen werden.

Im Rahmen dieses Vorhabens soll insbesondere diskutiert werden, wie sich das Probenmaterial der Umweltprobenbank nutzen lässt, um zur Bewertung von Stoffen hinsichtlich ihrer PBT-Eigenschaften beizutragen. Da eine Reihe von Stoffen (z.B. organische Chlorverbindungen wie Lindan, Hexachlorbenzol und Octachlorstyrol) im Rahmen des UPB-Programms auch im *real time*-Monitoring überwacht werden, können die verfügbaren Daten zu diesen Stoffen exemplarisch genutzt werden, um zu überprüfen, ob die Eigenschaften Persistenz und Bioakkumulation/Biomagnifikation durch die Monitoringdaten bestätigt werden. Weiterhin stehen Ergebnisse aus retrospektiven Untersuchungen zur Verfügung, in denen Zeitreihen analysiert wurden (s. Anlage 8).

Grundsätzlich kann ein Monitoring in geeigneten Matrices der Umweltprobenbank dazu beitragen, die Persistenz von Stoffen zu belegen, z.B. durch den Nachweis von Stoffen in emittentenfernen Regionen bzw. durch den Nachweis in großem zeitlichem Abstand zur Emission. Ein Monitoring in geeigneten Matrices der UPB kann auch dazu beitragen, das Bioakkumulations- und Biomagnifikationspotential von Stoffen zu belegen. Gemäß den im REACH-Guidance-

Dokument (ECHA 2012a) vorgesehenen Kriterien zählt dazu der Nachweis von Stoffen in Biota mit ansteigenden Konzentrationen zu höheren trophischen Ebenen im Nahrungsnetz (BMF > 1). Die Vorstellung und Diskussion der verschiedenen Ansätze erfolgt in Abschnitt 4.1.2.

Um Monitoringdaten zum Beleg der Persistenz oder eines möglichen Langstreckentransports zu nutzen, könnte eine Kooperation mit anderen Umweltprobenbanken hilfreich sein. So gibt es in Skandinavien einige Probenbanken, die marine Proben einlagern. Die Probenahmegebiete sind teilweise in emittentenfernen Regionen, so dass eine Nutzung für die hier diskutierten Fragestellungen möglich erscheint (zum Beleg des Ferntransports bzw. der Persistenz). Die schwedische Umweltprobenbank verfügt über Zeitreihen, die bis in die 1960er-Jahre zurückreichen (Odsjö 2006). Außerdem könnten die in einer dänischen Probenbank verfügbaren Biotaproben aus Grönland für die Untersuchung dieser Fragestellung geeignet sein. Seit einigen Jahren gibt es Bestrebungen, die europäischen Umweltprobenbanken miteinander zu verzahnen (siehe Beiträge im Tagungsband der ersten Conference for European Environmental Specimen Banks; Koschorreck 2011).

Die Relevanz von Untersuchungen zur Bioakkumulation/Biomagnifikation im Rahmen der UPB könnte noch erhöht werden, wenn die Stellung der untersuchten Spezies im trophischen Netz durch Untersuchungen von stabilen Isotopen genauer bestimmbar würde.

Außerdem wäre es von Vorteil, wenn zumindest in einigen Jahren auch individuelle Proben archiviert würden, die für Untersuchungen zur Biomagnifikation genutzt werden könnten. Beispielsweise wurden im Jahr 2008 Individualproben von Silbermöweneiern beprobt und nach Homogenisierung als Teilproben eingelagert. Dies würde es ermöglichen, die Variabilität der Belastung der Individuen, die relativ hoch sein kann (z.B. für Kormoran- und Silbermöweneier; Rüdel et al. 2011), abzuschätzen. Die Untersuchung von Einzelproben beider trophischer Stufen erlaubt darüber hinaus multiple BMF-Berechnungen, die wiederum statistisch ausgewertet werden können (Lundstedt-Enkel et al. 2005).

Bezüglich der Untersuchung der limnischen und terrestrischen Ökosysteme würde eventuell die Ergänzung durch weitere Probenarten weitere Auswertungsmöglichkeiten in Bezug auf B-Eigenschaften von Stoffen ermöglichen. Beispielsweise wären Kormoraneier eine interessante Ergänzung für Gewässerökosysteme (Luftatmer, direkter Nachweis einer Biomagnifikation möglich). Die Beprobung von Eiern bietet sich an, da darüber ausreichend Material gewonnen werden kann, ohne die Population zu gefährden (Anforderung der Probenbank: mindestens ca. 20 Individuen pro Jahr und Standort; ca. 2,5 kg Rohprobe). Die Stoffpalette für potentielle Untersuchungen ist dadurch allerdings eingeschränkt, da nicht alle Stoffe von den Muttertieren auch in die Eier transferiert werden (der Transfer wurde beispielsweise für verschiedene Spezies belegt für lipophile Stoffe, perfluorierte Verbindungen, Methylquecksilber). In terrestrischen Ökosystemen wären beispielsweise Eier von Saatkrähen geeignet (Regenwürmer sind Teil deren Nahrungsspektrums). In den letzten Jahren wurden mit diesen beiden Spezies erste Untersuchungen im Rahmen der UPB durchgeführt. Über eine mögliche Aufnahme in das UPB-Routineprogramm wurde bislang noch nicht entschieden.

Im Rahmen verschiedener UBA-Projekte erfolgte bzw. erfolgt die Identifizierung von potentiellen PBT-Stoffen (z.B. „Regulation under REACH: Identification of potential candidate chemicals based on literature, environmental monitoring, (non)European regulations and listings of substances of concern“, FKZ 360 12 019). Eine geeignete Auswahl solcher Stoffe könnte in UPB-Proben untersucht werden:

- um die Persistenz dieser Stoffe zu belegen: z.B. Untersuchung emittentenferner Proben wie Fische vom Referenzstandort Belauer See;
- um Informationen zur Bioakkumulation/Biomagnifikation zu erhalten (z.B. Untersuchung von Muscheln/Fischen/Möweneiern in Nordsee-Proben).

Wenn Stoffe mit ähnlichen Eigenschaften zusammengefasst und gemeinsam analysiert werden können, ließe sich die Analytik auch effektiv und kostengünstig gestalten. Die Analytik sollte qualitätsgesichert erfolgen, um eine möglichst hohe Akzeptanz der Ergebnisse zu erzielen (z.B. durch ein Auftragslabor mit einer Akkreditierung nach DIN EN ISO/IEC 17025 (2005) für die einzusetzenden Methoden).

3.3 Optimierung künftiger Monitoringprogramme für polare Stoffe am Beispiel der Stoffgruppe Arzneimittel

Auf der Grundlage der in Kap. 2 dargelegten Rechercheergebnisse wurden Vorschläge zur Optimierung künftiger Arzneimittelmonitoringprogramme entwickelt, die im Folgenden dargestellt sind. Die dargelegten Empfehlungen gelten grundsätzlich auch für das Monitoring anderer polarer Stoffe mit vergleichbarem Eintragspfad (Eintrag über Kläranlagen).

Ergebnisse aus Monitoringprogrammen können einen wesentlichen Beitrag zur Einschätzung des Umweltrisikos von Arzneimitteln leisten. Im Gegensatz zur Regulierung anderer Stoffgruppen wie Industriechemikalien gemäß REACH-Verordnung oder Pflanzenschutzmitteln kann ein identifiziertes Umweltrisiko nicht zum Verbot oder zur Anwendungseinschränkung eines Humanarzneimittelwirkstoffes führen (ausführliche Informationen zum regulatorischen Hintergrund s. Anlage 11). Stattdessen können jedoch Orientierungshilfen zu einer möglichst umweltverträglichen Verschreibungspraxis (bzgl. Wirkstoffauswahl und verordneter Mengen) und zu einer ordnungsgemäßen Entsorgung geschaffen werden. Für die Stoffgruppe der Humanarzneimittel befinden sich diese Optionen noch in den Anfängen. In diesem Zusammenhang nimmt die in Schweden gewählte Vorgehensweise eine Vorreiterrolle ein. Im Jahr 2011 veröffentlichte die Provinzverwaltung Stockholm (Stockholms läns landsting) einen Leitfaden, der Ärzten als Orientierungshilfe für eine umweltverträgliche Verordnungspraxis dienen kann (Stockholms läns landsting 2011). Der genannte Leitfaden enthält die gängigen Arzneimittelwirkstoffe, die nach einem Punktesystem bzgl. ihrer Abbaubarkeit, Bioakkumulierbarkeit und Toxizität bewertet wurden. Neben der Beratung von Ärzten und Patienten sind Reduzierungen der Wirkstoffeinträge in Oberflächengewässer an der Maßnahmenplanung nachsorgender Umweltschutzmaßnahmen anzusetzen (Verbesserung der Kläranlagentechnik).

Bzgl. der Tierarzneimittelwirkstoffe könnte mit den Ergebnissen von Monitoringprogrammen indirekt Einfluss auf die Stoffregulierung genommen werden. Die Monitoringergebnisse stellen eine Informationsgrundlage für Validierung und Optimierung von PEC-Abschätzungen dar, die im Rahmen der Zulassungsverfahren durchgeführt werden (s. Anlage 11). Weiterhin können Daten – bei einer optimierten Konzeption künftiger Monitoringprogramme – Hinweise auf P- und B-Eigenschaften von Wirkstoffen liefern. Die Schließung entsprechender Kenntnislücken führt ggf. zu Konsequenzen bzgl. der Zulassung bzw. Anwendungseinschränkung von Tierarzneimittelwirkstoffen. Im Rahmen der durchgeführten Recherche konnten jedoch – mit Ausnahme eines einzelnen Projektes - keine Monitoringprogramme zum Vorkommen von Tierarzneimitteln in Böden ermittelt werden.

Um die Ergebnisse der Monitoringprogramme zur Maßnahmenplanung mit dem Ziel einer Reduzierung des Eintrages von Wirkstoffen in die Umwelt zu nutzen, sollte das Instrument des Umweltmonitorings von Arzneimitteln weiter ausgebaut und systematisiert werden. Hierbei sind vor allem die folgenden Aspekte von Bedeutung:

- Für die Durchführung von Monitoringprogrammen durch die Bundesländer ist eine Harmonisierung bzgl. eines einheitlichen Stoffspektrums und einheitlicher Messzeiträume und -frequenzen anzustreben. Durch eine Vereinheitlichung der Analytik könnten die Datenqualität verbessert und Bestimmungsgrenzen gesenkt werden. Die Bundesländer stellen zurzeit auch Überlegungen an, wie eine aufwändige Analytik länderübergreifend durch Schwerpunkbildung auf wenige Labors effizienter und kostengünstiger gestaltet werden kann. Die Ergebnisse eines systematischen Monitorings sind letztlich auch die Voraussetzung für eine verbesserte Modellierung der Einträge in Oberflächengewässer. Eine fundierte Modellierung kann den Messaufwand begrenzen; die Bundesländer wollen daher zukünftig auch Modellierungen bei der Überwachung der Wasserkörper nach WRRL verstärkt einsetzen.
- In den letzten Jahren wurden flächendeckende Untersuchungen mit einem z.T. großen Stoffspektrum durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen stellen eine wichtige Informationsgrundlage für die Konzeption künftiger Monitoringprogramme dar, die sich durch eine Konzentration der Ressourcen auf aussagekräftige Untersuchungen auszeichnen sollte: Ausrichtung der Untersuchungen auf strategisch wichtige Messstellen und relevante Stoffe sowie Anwendung einer Analysetechnik nach aktuellem Standard der Technik. Strategisch wichtige Messstellen befinden sich an kleinen Flüssen mit hohem Abwasseranteil und an den Mündungsstellen abflussreicher Nebenflüsse der Hauptströme. Es ist zu prüfen, inwieweit Bestimmungsgrenzen so gesenkt werden können, dass auch für Stoffe mit niedrigen Wirkschwellen und entsprechend niedrigen Umweltqualitätszielen aussagekräftige Messergebnisse erhalten werden können.
- Die Ergebnisse bisheriger Messprogramme können vor allem für eine Stoffauswahl künftiger Monitoringprogramme genutzt werden. Beispielsweise können Arzneimittelwirkstoffe, für die aussagekräftige negative Befunde vorliegen, ggf. von künftigen Untersuchungen ausgeschlossen werden.
- Im Hinblick auf die Berücksichtigung von Monitoringdaten in der Stoffbewertung und –regulierung stellt die zeitnahe Dokumentation und Kommunikation bzw. Veröffentlichung eine wesentliche Grundvoraussetzung dar. Programmbeschreibungen sollten die wesentlichen Informationen wie Stoffauswahl, Messorte, untersuchte Umweltkompartimente und Messfrequenzen enthalten und leicht zuzuordnen sein. Ergebnisberichte sollten neben Einzeldaten aggregierte Größen wie (Jahres)mittelwerte und (Jahres)perzentilwerte enthalten. Hilfreich wäre eine Vereinheitlichung der Ergebnisberichte, ggf. durch ein leicht zu aktualisierendes elektronisches Informationssystem.
- Um weitere Daten zur Bioakkumulation von Arzneimitteln zu gewinnen, sind Ergänzungen zu den bisherigen Biotauntersuchungen sinnvoll. Da bei einem Großteil der Arzneimittelwirkstoffe auf Grund ihrer Polarität eine Anreicherung in Biota nicht zu erwarten ist, sollte die Stoffauswahl auf relevante Wirkstoffe mit einem entsprechenden Potenzial zur Bioakkumulierbarkeit konzentriert werden. Anstelle von Einzelmessungen, deren Ergebnisse mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind, sollten Untersuchungen

mit wiederholten Probenahmen über längere Zeiträume durchgeführt werden. Auch hierbei ist zu beachten, inwieweit Messungen unter Berücksichtigung der derzeit erreichbaren BG sinnvoll sind.

- Hinsichtlich einer Stoffauswahl für künftige Monitoringprogramme sind insbesondere die folgenden Fragestellungen von Belang:
  1. Sind die Verbrauchsmengen der Wirkstoffe relevant?
  2. Ist die Persistenz eines Wirkstoffes erwiesen bzw. besteht ein begründeter Verdacht auf Persistenz?
  3. Ist die Ökotoxizität eines Wirkstoffes erwiesen bzw. besteht ein begründeter Verdacht auf Ökotoxizität?
  4. Können die Ergebnisse bisheriger Monitoringprogramme genutzt werden? Haben die Ergebnisse bisheriger Monitoringprogramme für einen Stoff gezeigt, dass dieser nachweislich in der Umwelt vorkommt und daher von Relevanz ist? Kann ein Stoff ggf. von künftigen Untersuchungen ausgeschlossen werden, da genügend belastbare Ergebnisse mit negativen Befunden aus bisherigen Monitoringprogrammen vorliegen?
- Die Durchführung von Monitoringprogrammen zum Vorkommen von Tierarzneimitteln in Böden durch die Bundesländer würde zur Generierung öffentlich zugänglicher Daten führen. Entsprechende Konzepte für künftige Monitoringprogramme sollten nach gegenseitiger Absprache der Bundesländer entwickelt werden.
- Die Ausbringung von Klärschlamm aus kommunalen Kläranlagen auf landwirtschaftlichen Flächen stellt – neben der Tierhaltung - einen weiteren Eintragspfad von Arzneimitteln in den Boden dar. Gemäß Klärschlammverordnung (AbfKlärV 2012) ist die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzten Böden grundsätzlich gestattet, wird jedoch in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich gehandhabt. Beispielsweise bewertet das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg die Klärschlammverwertung auf Böden (Landwirtschaft, Landbau) als nicht mehr vertretbar und empfiehlt die thermische Verwertung (LUBW 2012a, Ministerium Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg 2012). Hingegen lag in Niedersachsen der Anteil der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung im Jahr 2011 bei rund 64% des Gesamtaufkommens von Klärschlamm aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen und damit weit über dem Bundesdurchschnitt, der ca. 30% betrug (UM 2013). Unter Berücksichtigung der regionalen Praxis der Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft sind daher Monitoringprogramme zum Vorkommen von Humanarzneimitteln in Böden sinnvoll.
- Hinsichtlich der Konzeption von Monitoringprogrammen für Arzneimittel in Sedimenten ist zu berücksichtigen, dass für die Mehrzahl der Wirkstoffe aufgrund ihrer polaren Eigenschaften der Verbleib in der Wasserphase zu erwarten ist. Voraussetzung für die Anlagerung eines Wirkstoffes im Sediment ist ein hohes Adsorptionsvermögen

(K_{OC}[13] $\geq 10^4$), das jedoch dazu führt, dass der Stoff größtenteils im Klärschlamm gebunden wird. Bei einem sehr hohen Abwasseranteil des Fließgewässers verbunden mit einer hohen Wirkstoffkonzentration im Zu- und Ablauf der Kläranlage ist jedoch davon auszugehen, dass eine Menge des Wirkstoffes in das Gewässer gelangt, die auch in den Sedimenten nachweisbar ist.

13 Verteilungskoeffizient zwischen organischem Kohlenstoff im Boden bzw. Sediment und Wasser

4 Konzeption der Nutzung von Monitoringdaten für die Stoffbewertung und -regulierung

Im Rahmen von Kap. 4 wurden konzeptionelle Ansätze zur Rückkopplung von Daten und Informationen zwischen den Trägern der Monitoringprogramme und den für die Stoffbewertung und -regulierung zuständigen Institutionen erarbeitet. Der Fokus für die Stoffbewertung und -regulierung wird auf den Fachbereich IV des UBA gelegt, weil dieser hier eine Schlüsselrolle innehat. Im ersten Teil des Kap. 4 wird dargelegt, inwieweit die Ergebnisse aus Monitoringprogrammen zur Bewertung der PBT-Eigenschaften eines Stoffes genutzt und inwieweit Monitoringdaten zur Validierung und Ergänzung der in der Stoffregulierung verwendeten (prognostizierten) Daten eingesetzt werden können. Zunächst werden die Möglichkeiten zur Verwendung von Monitoringdaten bzgl. der Einstufung von Substanzen als P- oder B-Stoffe im Allgemeinen betrachtet. Da das Vorkommen von Stoffen in unberührten Gebieten aussagekräftige Hinweise auf P-Eigenschaften geben kann, wird auch die Thematik Ferntransportpotenzial diskutiert. Da sich aus chemischen Monitoringprogrammen keine Kenntnisse über die Ökotoxizität von Stoffen ableiten lassen, wird dieses Thema in Kap. 4 nicht behandelt. Im Anschluss an die Erarbeitung allgemeiner Aussagen werden die derzeit betriebenen Monitoringprogramme bzgl. ihrer Nutzung für die Stoffbewertung und -regulierung untersucht. Bereits in Kap. 2 und 3 wurde dargelegt, dass eine Fokussierung auf die in Deutschland betriebenen Programme nicht ausreichend ist, da durch letztere die im Rahmen dieses Projektes untersuchten Fragestellungen nur unzureichend abgedeckt werden. Der Grund hierfür liegt darin, dass die genannten Programme mit anderen Zielsetzungen konzipiert und betrieben werden. Auch konnten durch Untersuchungen ausschließlich innerhalb von Deutschland keine Erkenntnisse über das Ferntransportpotenzial von Stoffen gewonnen werden. Zusätzlich wurden daher auch Programme berücksichtigt, die Aufschluss über den Verbleib von Stoffen in unberührten Gebieten (Arktis, Alpen) geben können. In Kap. 4 werden die bereits jetzt gut nutzbaren Ansätze und ausbaufähigen Potenziale der betrachteten Monitoringprogramme dargelegt. Anschließend werden konzeptionelle Vorschläge zur Optimierung des Informationsflusses von den Trägern der Monitoringprogramme zum FB IV des UBA dargelegt. Hierbei werden die Themen Datenaufbereitung sowie wissenschaftliche und strukturelle Aspekte des Datentransfers angesprochen. Die vorhandenen Vernetzungsstrukturen wie z.B. Begleitkreis Umweltprobenbank des Bundes werden berücksichtigt. Eine Orientierungshilfe zur Nutzung von Monitoringdaten in der Stoffbewertung und –regulierung wurde in Form einer Checkliste erarbeitet (s. Anlage 9).

Im zweiten Teil des Kap. 4 wird der Transfer von Daten und Informationen aus der Stoffbewertung und -regulierung an die Träger der Monitoringprogramme thematisiert. Hierbei wird der Informationsbedarf dieser Institutionen zur künftigen Gestaltung der Monitoringprogramme beschrieben. Weiterhin werden Vorschläge für eine Optimierung eines künftigen Informationsflusses dargelegt.

Im Rahmen des Projektes fand am 12./13. November 2013 ein Workshop mit dem Titel „Umweltmonitoring und Risikomanagement bedenklicher Stoffe: Wie können beide Seiten voneinander profitieren“ im Hause des UBA in Dessau-Roßlau statt. Die Veranstaltung richtete sich vor allem an Vertreterinnen und Vertreter der Behörden, die mit der Konzeption von Umweltmonitoringprogrammen betraut sind. Eine ausführliche Dokumentation des Workshops befindet sich in Anlage 10 zu diesem Bericht. Die wesentlichen Ergebnisse sind, soweit sie die

dort angesprochene Thematik betreffen, in die entsprechenden Abschnitte dieses Kapitels eingeflossen.

Bezogen auf die in Kap. 4 diskutierten Kommunikationswege steht das Ziel im Vordergrund, dass sich die Akteure beider Seiten in Zukunft in noch größerem Umfang abstimmen, ihre Kooperationen intensivieren und weitere Möglichkeiten einer arbeitsteiligen Aufgabenwahrnehmung ausschöpfen. Dieses Ziel ist auch Teil der aktuellen Empfehlungen des Wissenschaftsrates zur Weiterentwicklung der wissenschaftlichen Informationsinfrastrukturen (WR 2012).

4.1 Wissenschaftliche Konzeption der Nutzung von Monitoringdaten für Fragen der Stoffbewertung und der Stoffregulierung

4.1.1 Fragen der Stoffbewertung im Hinblick auf PBT-Eigenschaften

Eine Konzeption zur Nutzung des Umweltmonitorings für das Risikomanagement von bedenklichen Stoffen soll im Rahmen dieses Projektes insbesondere im Hinblick auf PBT-Stoffe erfolgen. Daten aus chemischen Monitoringprogrammen können keinerlei Information im Hinblick auf das Toxizitäts-Kriterium liefern. Dazu wären Monitoringprogramme mit Erfassung biologischer Effekte notwendig, sofern diese auch eine kausale Analyse, z.B. durch eindeutige Effekte oder effektorientierte Fraktionierung und Identifizierung ermöglichen. Derartige Effektmonitoringprogramme wurden jedoch im Rahmen dieses Projektes nicht betrachtet. Im Hinblick auf die Nutzung von Monitoringdaten stehen damit im Weiteren die Kriterien Bioakkumulation und Persistenz sowie Hinweise auf die Mobilität eines Stoffes im Fokus.

Grundlagen für die PBT- und vPvB-Bewertung

Auf Basis des Vorsorgeprinzips sollen besonders gefährliche Stoffe bereits überwacht werden, wenn es noch keine eindeutigen Belege für ihre Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt gibt. Das Vorsorgeprinzip wird angewendet, wenn die Gefahr einer ernsthaften oder irreversiblen Schädigung von Mensch oder Umwelt besteht, aber das vorliegende Risiko nicht mit hinreichender Sicherheit eingeschätzt werden kann (Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2000, van Leeuwen 2007). Für PBT- und vPvB-Stoffe können aufgrund ihrer Persistenz und ihres Potentials, in der Umwelt und in Biota zu akkumulieren, weder die Expositionsabschätzung noch die Ableitung einer „sicheren“ Konzentration (d.h. einer *predicted no effect concentration*, PNEC) mit den zurzeit zur Verfügung stehenden Methoden mit hinreichender Verlässlichkeit durchgeführt werden. Dabei ist v.a. die langfristige Expositions- und Effektbewertung problematisch (Schulte 2006, EG 2007a, EMEA/CVMP 2008a, EMA/CVMP 2010, ECHA 2012a). Die wichtigsten Bedenken, die im Hinblick auf den Eintrag von PBT- und vPvB-Stoffen in die Umwelt bestehen, sind im Folgenden zusammengefasst (vgl. EC 2003a, van Wijk et al. 2009, EMA/CVMP 2010, Moermond et al. 2012, ECHA 2012a):

- PBT- und vPvB-Stoffe haben das Potential, in der Umwelt stark zu akkumulieren. Da sie außerdem persistent sind, ist diese Akkumulation auch bei einer Reduktion der Emissionen schwer rückgängig zu machen.
- Da PBT-Stoffe oft erst nach einem längeren Zeitraum ihre maximale Konzentration im Organismus erreichen, besteht die Gefahr, dass ihre Langzeittoxizität in chronischen Standardtests unterschätzt wird.

- Vor allem für vPvB-Stoffe kann langfristig eine unvorhersehbar hohe Akkumulation in Organismen erreicht werden. Besonders gefährdet sind Organismen, die an der Spitze der Nahrungskette stehen. In solchen Fällen können Langzeitwirkungen nicht ausgeschlossen werden, auch wenn in Standardtests keine Effekte festgestellt wurden.
- Wegen ihrer Persistenz können PBT- und vPvB-Stoffe in der Umwelt über weite Strecken transportiert werden. Dadurch können sie auch Gebiete erreichen, die weit von den Orten entfernt sind, an denen sie produziert / verwendet werden, z.B. marine Lebensräume. Entlegene und unberührte Gebiete sollen jedoch wegen ihres intrinsischen Werts vor anthropogener Verschmutzung geschützt werden.
- Da wie oben erwähnt die Akkumulation von PBT- und vPvB-Stoffen in der Umwelt schwer rückgängig zu machen ist, ist die Unterschätzung eines möglichen Risikos viel problematischer als für gut abbaubare Substanzen.

Bioakkumulation und Biomagnifikation

Hier sollen in der Literatur diskutierte und teilweise auch schon in gesetzlichen Regelungen umgesetzte Möglichkeiten (s. auch Abschnitt 5.2) betrachtet werden, wie Daten aus stoffbezogenen Monitoringstudien für die Bewertung möglicher Bioakkumulations- und Biomagnifikationseigenschaften von Substanzen verwendet werden können. Die Anwendbarkeit ist im Wesentlichen für lipophile Stoffe gegeben, die sich aufgrund ihres Verteilungsverhaltens in fettreichen Geweben von Organismen anreichern. Polare Stoffe bioakkumulieren häufig nicht. Das bedeutet im Hinblick auf experimentelle Untersuchungen zumeist, dass die Konzentrationen in Geweben bzw. Organismen nur niedrig und damit schwer analysierbar oder oft nicht nachweisbar sind. Bestimmte Stoffe werden aber auch angereichert, ohne dass es zu einer Bioakkumulation im Fettgewebe kommt. Beispielsweise wird PFOS durch Bindung an Proteine im Organismus akkumuliert (Jones et al. 2003, Holmström & Berger 2008, Martin et al. 2003, Verreault et al. 2005).

Beleg des Vorkommens eines Stoffes in Organismen durch Messung in Biota:

Ein alleiniger Befund des Nachweises eines Stoffes in wildlebenden Organismen stellt keinen zwingenden Hinweis auf Bioakkumulationseigenschaften dar. Allenfalls in Verbindung mit Informationen zu Verbrauchs- bzw. Emissionsmengen lässt sich auf entsprechende Eigenschaften schließen, beispielsweise, wenn die Konzentrationen in Biota ansteigen, obwohl die Emissionsmengen konstant bleiben. Dies setzt voraus, dass auch Daten über die in die Umwelt eingetragenen Mengen eines Stoffes vorliegen. Dieses Vorgehen beschränkt sich daher auf Stoffe, die bereits verwendet werden. Eine zusätzliche Möglichkeit wäre die Durchführung von Expositionsexperimenten mit gezielter Ausbringung von Stoffen in einem bestimmten abgeschlossenen Gebiet mit einem begleitenden Langzeitmonitoring. Ähnliche Untersuchungen wurden in Kanada beispielsweise an einzelnen Seen in einem ausgewählten Gebiet (Experimental Lakes Area) z.B. für Ethinylöstradiol (Kidd et al. 2007) und für Quecksilber und Methylquecksilber (St Louis et al. 2004) durchgeführt.

Gemäß dem Leitfaden der ECHA zur PBT-Bewertung (ECHA 2012a) können Nachweise von Stoffen in Biota wichtige Hinweise zur Einstufung dieser Substanzen geben. Liegt die Halbwertszeit für einen Stoff deutlich über dem Triggerwert für die Persistenz, während die Kriterien für die Bioakkumulation knapp unterschritten werden, können Biotabefunde, vor allem

von Beutegreifern in unberührten Gebieten, die Einstufung als PBT- bzw. vPvB-Stoff unterstützen (s. Abschnitt R11.1.5, ECHA 2012a, sowie Abschnitt 2.1.2 in Anlage 11 dieses Berichtes).

Beleg der Bioakkumulation durch Bioakkumulationsfaktoren, die auf Basis von Monitoringdaten bestimmt werden:

Die Bestimmung verschiedener Bioakkumulationsfaktoren auf Basis von Monitoringdaten erscheint als eine praktikable Möglichkeit, Daten zur Bioakkumulation zu erhalten. Geeignet sind Biota/Wasser- oder Biota/Boden-Bioakkumulationsfaktoren (BAF) oder Biota/Sediment-Akkumulationsfaktoren (BSAF) (siehe Annex, ECHA 2012a). Voraussetzung hierfür ist die parallele Quantifizierung eines Stoffes in Biota und dem umgebenden Medium (Lebensraum). Die Anwendung ist sowohl für aquatische (Wasser/Biota, z.B. Fisch) als auch für terrestrische Ökosysteme (Boden/Biota, z.B. Regenwurm) möglich. Die erhaltenen Ergebnisse (BAF) haben den Vorteil, dass sie auch mit den Ergebnissen von Laborversuchen verglichen werden können. Beispielsweise können Monitoringdaten für Fische mit Ergebnissen des OECD 305-Tests ‚Bioaccumulation in fish: aqueous and dietary exposure' verglichen werden (OECD 2012). Diese Möglichkeit des Belegs der Bioakkumulation wird in Anlage 7 dieses Berichtes anhand von Fallbeispielen aus dem Umweltprobenbank-Programm diskutiert.

Eine breitere Nutzung dieser Vorgehensweise scheitert derzeit aber an der Verfügbarkeit geeigneter Daten. In den wenigsten Fällen werden im Rahmen von Monitoringprogrammen Konzentrationen in Organismen und dem umgebenden Medium gleichzeitig erhoben. In einigen Fällen werden zwar parallele Beprobungen durchgeführt, aber unterschiedliche Stoffe in Medium und Biota quantifiziert. In solchen Fällen kann eine Information an den Träger des entsprechenden Monitoringprogramms hilfreich sein, dass die Bestimmung zusätzlicher Analysendaten im Medium bzw. in Biota sinnvoll ist. In Einzelfällen ist eventuell auch noch später eine Analyse möglich, sofern Rückstellproben eingelagert werden. Die Umweltprobenbank des Bundes ist zwar insgesamt für retrospektive Untersuchungen ausgelegt, bietet aber nur Kombinationen zwischen Feststoff-Medium und Biota (z.B. Schwebstoff/Dreikantmuschel, Boden/ Regenwurm; keine Wasserprobenahme).

Weisbrod et al. (2009) geben auf Basis einer Auswertung der im Kontext der Stockholm-Konvention erstellten Stoff-Risikoprofile folgende Empfehlungen zur Bereitstellung von Metainformationen zu den Monitoringdaten, die für eine transparente Darstellung und sichere Entscheidungsfindung kritisch sind:

- Klare Angaben zu Einheiten und Normalisierungen: transparente und klar nachvollziehbare Angaben zu Gewebekonzentrationen (z.B. Angabe als Frischgewicht oder Normalisierung auf Fettanteil) und Medium (z.B. Bezug auf Trockengewicht oder Normalisierung auf Kohlenstoffgehalt). Bei Organismen ist anzugeben, ob es sich um Gesamtkörper- oder Organkonzentrationen handelt. Bei Wasserkonzentrationen ist auch wichtig, ob es sich um gelöste Konzentrationen handelt (d.h. üblicherweise 0,45 µm-membranfiltriert) oder um Konzentrationen im Gesamtwasser (d.h. einschließlich Schwebstoffen).
- Beurteilung der Datenqualität: Die gesamte Untersuchung sollte umfassend dokumentiert sein (einschließlich Probenahmen, Probenlagerung, Aufarbeitungen, Analytik, Bestimmungsgrenzen, Umgang mit Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze). Studien, die unter Qualitätsregimes (Gute Laborpraxis, Akkreditierung) durchgeführt werden, sind vorzuziehen. Wenn mehrere widersprüchliche Datensätze vorliegen, ist das transparent zu diskutieren.

- Klare Spezifizierung der Zielsubstanz (insbesondere bei Stoffen mit mehreren Diastereomeren, Enantiomeren oder Kongeneren).
- Eindeutige Angabe der Originalstudien und -quellen (diese sollten möglichst öffentlich zugänglich sein).
- Vergleich mit parallelen Analysendaten aus derselben Studie zu Standardverbindungen (vorzugsweise Vergleich mit Daten zu ubiquitären Stoffen mit bekannten Bioakkumulationseigenschaften, z.B. PCB).

Beleg der Biomagnifikation durch Untersuchung von Biota mehrerer trophischer Ebenen:

Wenn Monitoringdaten für mehrere Spezies vorliegen, die unterschiedliche trophische Ebenen des Nahrungsnetzes des untersuchten Ökosystems repräsentieren, kann ein trophischer Magnifikationsfaktor (TMF) abgeleitet werden. Nach Borga et al. (2012) sind hierzu mindestens Organismen aus drei trophischen Ebenen zu betrachten. Der TMF wird aus der Steigung einer Ausgleichgeraden berechnet, für die die logarithmierten Stoffkonzentrationen in Organismen gegen die Position der Spezies im Nahrungsnetz aufgetragen werden (s. auch Abschnitt 5.1.5). Derartige Studien erfordern jedoch eine Probenahmestrategie, die derzeit von keinem Monitoringprogramm abgedeckt wird. Die Möglichkeiten und Grenzen des Belegs der Biomagnifikation mit Ergebnissen aus dem Umweltprobenbank-Programm werden in Kapitel 4.1.2 im Abschnitt „Nutzung der Umweltprobenbank des Bundes für die PBT-Bewertung“ diskutiert.

Für die Durchführung und Interpretation von Daten gelten auch hier die oben aufgeführten Kriterien von Weisbrod et al. (2009). Darüber hinaus geben Borga et al. (2012) noch ausführliche Hinweise zur Durchführung von Studien zur Untersuchung der trophischen Magnifikation. Weiterhin sind hier auch die Schlussfolgerungen der Evaluation von trophischen Magnifikationsfaktoren durch Ehrlich et al. (2011) zu beachten. Die Autoren heben hervor, dass die Ableitung von TMF ein großes Wissen über das untersuchte Ökosystem erfordert. Insbesondere wird auf Unterschiede bei der Bioakkumulation zwischen gleich- und wechselwarmen Organismen hingewiesen, die die Ableitung eines einzelnen TMF problematisch erscheinen lassen. Deshalb sollten neben dem TMF eines Stoffes auch die BMF (Biomagnifikationsfaktoren) für die einzelnen Räuber-Beute-Paare im Nahrungsnetz als Resultat berichtet werden (vgl. auch Abschnitt 5.1.5).

Persistenz

Stoffe mit der Eigenschaft „Persistenz“ können in die Umwelt eingetragen werden und sich in den verschiedenen Kompartimenten anreichern. Nach dem Leitfaden R.11 der ECHA zur PBT-Bewertung (ECHA 2012a) ist hierbei ein besonderes Augenmerk auf den Verbleib in unberührten Gebieten zu richten. Hierbei sollen auch entsprechende Befunde in Biota (vor allem in Organismen an der Spitze der Nahrungskette) und Zeittrends der Belastung in Biota und anderen Umweltkompartimenten betrachtet werden. Als Beispiele für unberührte Gebiete werden das Arktische Meer und die Alpenseen angeführt. Daten und Informationen zum Monitoring in unberührten Gebieten bieten z.B. das AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) und MONARPOP/POPALP (s. Offenthaler et al. 2009 und Kirchner et al. 2011).

Wird ein persistenter Stoff in relevanten Mengen in die Umwelt eingetragen, sollte dieser bei Anwendung einer geeigneten Methode nachweisbar sein. Aus einzelnen Messergebnissen können jedoch keine belastbaren Schlüsse über den Verbleib eines Stoffes in der Umwelt gezogen

werden, da Einzelwerte z.B. im Rahmen von chemischen Screenings nur erste Hinweise auf das Vorkommen eines Stoffes in einem Umweltkompartiment liefern können. Um belastbare Trendaussagen ableiten zu können, sind langjährige Zeitreihen erforderlich, die mindestens fünf bis sieben Jahre umfassen sollten (s. hierzu auch OGewV 2011, Anlage 11). Idealerweise erstreckt sich der Messzeitraum über mindestens zehn Jahre. Durch Mittelwerte oder Mediane (üblicherweise bezogen auf ein Jahr) werden lang andauernde Belastungen besser dargestellt als durch Einzel- oder Maximalwerte. Eine wesentliche Voraussetzung für belastbare Trendaussagen ist die Datenqualität der verwendeten Jahreskennzahlen. Die Ermittlung einer Jahreskennzahl mit guter Datenqualität ist bei der Untersuchung von Wasser- und Schwebstoffproben aus Oberflächengewässern mit einer zweiwöchentlichen Messfrequenz erreichbar. Mindestens sollten 12 Messwerte pro Jahr vorliegen. Eine Abschätzung von Messwerten, die unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, bei der üblicherweise die halbe Höhe der Bestimmungsgrenze angenommen wird, vermindert die Datenqualität bzgl. der Trendermittlung. Ebenso kann auf Grund eines negativen Befundes nicht in jedem Fall das Vorkommen des untersuchten Stoffes in der Umwelt ausgeschlossen werden, vielmehr ist zu hinterfragen, inwieweit die durch die eingesetzte Methodik erzielte Bestimmungsgrenze ausreichend ist.

Neben einer guten Datenqualität sind ausreichende Kenntnisse über die Eintragspfade relevant. Gelangt ein Stoff hauptsächlich oder ausschließlich über einen Eintragspfad in die Umwelt, so erleichtert dies die Interpretation der gemessenen Umweltkonzentrationen. Dies gilt z.B. für den Eintrag von Humanarzneimitteln in Oberflächengewässer über die Kläranlage als Haupteintragsweg dieser Stoffgruppe in die Umwelt, während bei Anwendung eines Tierarzneimittels meist mehrere Eintragspfade relevant sind. Weiterhin sind Daten über die in die Umwelt eingetragenen Mengen eines Stoffes erforderlich, um einen abgeleiteten Trend bewerten zu können. So kann die Konzentrationszunahme eines Stoffes in einem Kompartiment durch die Persistenz des Stoffes, aber auch durch steigende Emissionen verursacht werden. Wird z.B. ein nicht-persistenter Stoff kontinuierlich in hohen Mengen in Oberflächengewässer eingetragen, kann dies zu einer gleichbleibenden relativ hohen Konzentration im Gewässer führen, obwohl der Stoff in der Umwelt abgebaut wird, d.h. der Stoff ist pseudo-persistent (s. Götz et al. 2010).

Aufgrund der oben dargelegten Voraussetzungen bieten Monitoringprogramme nur begrenzt Daten und Informationen, die belastbare Aussagen zur Persistenz von Stoffen zulassen. Häufig können den Ergebnissen von Messprogrammen nur erste bzw. grobe Hinweise entnommen werden. Im Folgenden werden verschiedene Ansätze zur Nutzung von Monitoringdaten für die Einschätzung der Persistenz-Eigenschaft eines Stoffes beschrieben. Das Thema Ferntransport in unberührte Gebiete wird in einem gesonderten Abschnitt (s.u.) behandelt.

Vergleich von Umwelteintrag und gemessenen Umweltkonzentrationen:

Eine Substanz mit Persistenz-Eigenschaft sollte bei geringem Umwelteintrag in relativ niedrigen und bei hohem Umwelteintrag in relativ hohen Konzentrationen zu finden sein. Eine Substanz ohne Persistenz-Eigenschaft kann dagegen bei hohem Umwelteintrag sowohl in relativ niedrigen als auch hohen Konzentrationen auftreten. Die beiden Größen „gemessene Umweltkonzentration“ und „Umwelteintrag“ alleine können daher nicht als Anzeichen für eine mögliche Persistenz-Eigenschaft einer Substanz herangezogen werden. Unter diesen Annahmen gibt das Verhältnis zwischen gemessener Umweltkonzentration und dem Umwelteintrag einen Hinweis auf eine mögliche Persistenz eines Stoffes. Der Quotient dieser beiden Größen (gemessene Umweltkonzentration / Umwelteintrag) kann aber nicht als absolutes Maß für die Persistenz

eines Stoffes herangezogen werden, da er noch von vielen weiteren Faktoren abhängt. Zumindest ist zurzeit keine direkte quantitative Korrelation zwischen diesem Quotienten und dem gegenwärtig etablierten quantitativen Maß für die Persistenz einer Substanz bekannt. Allerdings sollte, bei gleicher Art und Qualität der Ausgangsdaten, der Quotient bei persistenten Substanzen grundsätzlich größer sein als bei nicht persistenten Stoffen. Basierend auf diesen Annahmen lässt sich eine Rangliste erstellen, d.h. eine Liste von Stoffen geordnet nach absteigender Größe des Quotienten aus gemessener Umweltkonzentration und Umwelteintrag (separat für jeweils identische Kompartimente). Bereits bekannte persistente Substanzen sollten auf dieser Liste weit oben erscheinen – eine Annahme, die zur Verifikation dieses Ansatzes genutzt werden kann. Die Einordnung von bisher nicht PBT-bewerteten Substanzen (z.B. nicht bewertet aufgrund fehlender Abbaudaten) in die Rangliste gibt einen Hinweis auf die Persistenz dieser Stoffe. Dieser Hinweis kann nur relativ in Bezug zu den anderen bereits auf dieser Liste vorhandenen Substanzen gesehen und für die Priorisierung einer noch ausstehenden PBT-Bewertung verstanden werden. In Kap. 5 wird dieser Ansatz einer Rangliste anhand von ausgewählten Arzneimitteln konkret veranschaulicht (s. Abschnitt 5.1.2). Prinzipiell erfordert dieser Ansatz Kenntnis über den Umwelteintrag der zu betrachtenden Substanzen, wobei diese Größe abgeschätzt werden kann. Allerdings muss die Datengrundlage für alle zu betrachtenden Substanzen vergleichbar sein.

Nutzung von Daten aus Sedimentmonitoringprogrammen:

Sedimentmonitoringprogramme bieten bei Kenntnis von Sedimentationsraten[14] die Möglichkeit, Aussagen zur aktuellen Belastungssituation eines Oberflächengewässers treffen zu können. Dies trifft für frisch abgelagerte schwebstoffbürtige Sedimente zu. Darüber hinaus können, je nach Entnahmetiefe der Sedimente, Aussagen über Schadstoffeinträge, die in der Vergangenheit stattfanden, und damit auch über die Persistenz einzelner Stoffe getroffen werden. Wurden Rückstellproben archiviert, kann die zeitliche Entwicklung der Belastung für bisher nicht berücksichtigte Stoffe auch mittels dieser Proben nachträglich untersucht werden. Die auf diese Weise gewonnenen Informationen können die durch Laborversuche ermittelten und durch Modelle berechneten Halbwertszeiten verifizieren bzw. ergänzen. Hierbei ist zu beachten, dass Prozesse wie Desorption und Bioturbation[15] sowie Neueinträge beispielsweise aus Produktionsprozessen die Ermittlung von Abbauraten beeinflussen können. Als Beispiel für die Nutzung von Daten aus dem Sedimentmonitoring sei hier die Untersuchung des Vorkommens von Tributylzinn (TBT) genannt (Bergmann et al. 2006). Bis zu seinem Verbot im Jahre 2003 wurde TBT vorrangig durch seinen Einsatz als Antifouling-Schiffsanstrich in Oberflächengewässer und auf Grund seiner Stoffeigenschaften auch in Sedimente eingetragen. Neben TBT werden in tieferen Sedimentschichten in zunehmendem Maße auch die Abbauprodukte Monobutylzinn (MBT) und Dibutylzinn (DBT) gefunden. Die durch Monitoringdaten sowie aus Laborversuchen und Modellrechnungen ermittelten Halbwertszeiten können die Persistenz dieses Stoffes belegen (Schwankungsbreite: ein halbes bis zehn Jahre).

[14] Gebildete Sedimentmenge pro Zeiteinheit angegeben in cm / Jahr oder kg / (m^2 Jahr)

[15] Durchwühlen und Durchmischen von Böden oder Sedimenten durch Lebewesen

Untersuchungen nicht-extrahierbarer Rückstände (NER):

Eine Bildung von NER in Böden und Sedimenten ist bei den meisten Umweltchemikalien zu beobachten. Die Bildung nicht-extrahierbarer Rückstände beeinflusst die Bewertung der Persistenz von Stoffen im Boden und ggf. auch in Sedimenten. Für den Pflanzenschutzmittelwirkstoff Atrazin und seinen Metaboliten Hydroxy-Atrazin wurde nachgewiesen, dass die Substanzen durch Stabilisierung in Form von reversibel gebundenen NER im Boden persistenter sind als es nach den Ergebnissen von Studien zum mikrobiellen Abbau zu erwarten ist (Schäffer 2010). NER sind im Gegensatz zu wassermobilisierbaren oder desorbierbaren sowie extrahierbaren Stoffen fest an eine Matrix gebunden. Hierbei ist zwischen NER des Typs 1 (potenziell remobilisierbar) und des Typs 2 (kovalent und irreversibel gebunden) zu unterscheiden. NER vom Typ 1 und auch deren Abbauprodukte können nach einer vollständigen oder teilweisen Zerstörung der Matrix wieder freigesetzt werden, während dies bei NER vom Typ 2 auch unter matrixzerstörenden Bedingungen nicht möglich ist. Bei biogenen Rückständen hat bereits eine Transformation der Stoffe in Biomasse stattgefunden. NER vom Typ 1 sind als Reservoir für prinzipiell freisetzbare Stoffe anzusehen und müssen daher im Rahmen der Stoff- und Risikobewertung angemessen berücksichtigt werden (Schäffer 2010, Umweltbundesamt 2010b). Die Betrachtung von NER bei der Zulassung von Wirkstoffen ist in den Vollzügen für Pflanzenschutzmittel und Biozide geregelt. Eine eingeschränkte Berücksichtigung ist im Vollzug der REACH-Chemikalien verankert. Bei der Risikobewertung von Human- und Tierarzneimitteln ist die Betrachtung von NER nicht vorgesehen (Thumm et al. 2010). Im Sinne einer vorsorgeorientierten Vorgehensweise, d.h. unter einer *worst-case*-Annahme, sind alle nicht-extrahierbaren Rückstände als prinzipiell remobilisierbar zu betrachten. Wenn belegbar ist, dass NER vollständig oder teilweise dem Typ 2 oder biogenen Rückständen zuzuordnen sind, verringert sich das abgeschätzte Risiko entsprechend (Umweltbundesamt 2010b). NER werden bisher nicht im Rahmen von Monitoringprogrammen berücksichtigt, sondern nur in einzelnen Projekten untersucht (Beispiele s. Umweltbundesamt 2010b).

Überprüfung von auf Halbwertszeiten beruhenden Persistenzbeurteilungen durch Monitoringergebnisse:

Gemessene und berechnete Halbwertswerten stellen wichtige Hinweise auf die Persistenzeigenschaften eines Stoffes dar und sind in den europäischen Zulassungsregelungen für Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel, Biozide und Arzneimittel sowie der Stockholm-Konvention als eines der wesentlichen Kriterien zur Einstufung einer Substanz als PBT- Stoff bzw. POP vorgesehen. Wie das im Folgenden beschriebene Beispiel Chlorpyrifos zeigt, sind die im Laborexperiment oder in Modellrechnungen ermittelten Halbwertszeiten von Fall zu Fall durch die im Monitoring erhaltenen Daten zu modifizieren. Nach einem Stoffdatenblatt, das von einem Mitglied des Netzwerkes Pesticide Action Network (PAN) North America 2012 zur Einschätzung von Chlorpyrifos als POP erstellt wurde, unterschreitet die in Meerwasser ermittelte Halbwertszeit (49,4 Tage bei 10oC, 15,2 Tage bei 20oC) das in der Stockholm-Konvention festgelegte Cut-off-Kriterium von 60 Tagen für die Halbwertszeit in Wasser (Watts 2012). Weiterhin spricht die in HSBD16 und PUBCHEM17 angegebene Halbwertszeit von 4,2 Stunden in der Luft gegen

[16] HSDB, Hazardous Substances Data Bank, United Nation Library of Medicine /Network Toxicology Data Network (TOXNET), Internetadresse: http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB

einen Ferntransport (Cut-off-Kriterium für den Ferntransport nach Stockholm-Konvention: Die Halbwertszeit in der Luft beträgt mehr als 2 Tage). Dennoch sprechen zahlreiche Funde, die in der Arktis zu verzeichnen sind, für eine signifikante Persistenz dieses Stoffes. Das Vorkommen von Chlorpyrifos wurde in zahlreichen Kompartimenten wie Eis, Schnee, Nebel, Luft, Meerwasser, Süßwassersee-Sedimenten, Fischen und in der Vegetation in der Arktis nachgewiesen. Durch die Untersuchung von Eisbohrkernen konnte das Vorkommen von Chlorpyrifos mindestens bis zum Jahr 1972 rückverfolgt und nachgewiesen werden. Chlorpyrifos hat sich als einer der Schadstoffe mit den höchsten Konzentrationen in der arktischen Umwelt erwiesen. Hoferkamp et al. (2010) berichteten über Funde von Chlorpyrifos in Oberflächengewässern, Eis und Nebel aus Untersuchungen vor dem Jahr 2000 sowie über nachgewiesene Konzentrationen in Luft, Schnee, Süßwasser, Eisbohrkernen und Koniferennadeln in nach 2000 durchgeführten Untersuchungen in der arktischen Umwelt. Nach Watts (2012) ist die Diskrepanz zwischen den ermittelten Halbwertszeiten und den Funden in der arktischen Umwelt auf die Versuchsbedingungen zurückzuführen, unter denen die Persistenz von Chlorpyrifos untersucht wurde. Arktische Bedingungen, gekennzeichnet durch tiefe Temperaturen, niedrige pH-Werte und verminderte Lichteinstrahlung, führten zu einer Zunahme der Persistenz. Auch könne ein Mangel an Luftfeuchtigkeit zu einer Verlängerung der Verweildauer in der Atmosphäre und damit zu einem Ferntransport führen. Lammel & Zetzsch (2007) begründen den Ferntransport schwerabbaubarer Stoffe wie z.B. Chlorpyrifos durch die Sorption an Aerosole, durch die der Abbau in der Atmosphäre verlangsamt wird (s. Abschnitt zu Mobilität und Ferntransport). Zwei Pflanzenschutzmittel mit dem Wirkstoff Chlorpyrifos waren im Jahr 2013 noch in Deutschland zugelassen (Stand Januar 2014) (BVL 2014). Der Ausschluss aus Anhang I bzw. Ia der bis Ende August 2013 geltenden Biozidrichtlinie 8/98/EG (EG 1998) für die Produktart 18 (Insektizide, Akarizide und Arthropodizide) wurde von der Europäischen Kommission 2007 beschlossen (EC 2013a). Das Bundesamt für Risikobewertung empfahl 2012 nach Sichtung einer Auswertung neuerer Studien durch die US-amerikanische Umweltbehörde EPA in einer Stellungnahme, die humantoxikologischen Referenzwerte auch in der Europäischen Union zu überprüfen (BfR 2012).

Mobilität und Ferntransport

Der Transport eines Stoffes in der Umwelt über sehr weite Distanzen wird als Ferntransport bezeichnet. Stoffe, die ein Ferntransportpotenzial besitzen, können bis in unberührte Gebiete wie die Arktis oder die Alpen gelangen und deren Ökosysteme schädigen. Besonders bedenklich ist es, wenn Stoffe mit Ferntransportpotenzial PBT-Eigenschaften besitzen, da eine Kombination dieser Eigenschaften das von den Stoffen ausgehende Risiko erhöht (Ackermann et al. 2013).

Von Lammel & Zetzsch (2007) wurde auf den sog. Grashüpfereffekt hingewiesen, der zur Anreicherung von POPs in der Arktis führt:

POPs zeichnen sich meist durch eine mittlere Flüchtigkeit (Sättigungsdampfdruck zwischen 10^{-6} und 10^{-2} Pa bei Raumtemperatur) aus. Mittelflüchtige Stoffe werden zu einem großen Teil

[17] PUBCHEM, United Nation Library of Medicine, Internetadresse: http://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/

partikelgebunden in der Atmosphäre transportiert. Die Sorption an Aerosolpartikel kann den Abbau der Stoffe in der Atmosphäre durch OH-Radikale weitgehend verhindern. Die Bindung an Aerosolpartikel ermöglicht so einen atmosphärischen Ferntransport mittelflüchtiger, persistenter Stoffe für eine Dauer von bis zu einigen Wochen. Eine Anreicherung in der Arktis kann jedoch nicht nur durch einen einmaligen Transportvorgang verursacht werden, sondern kann auch in mehreren Schritten erfolgen. Wird ein persistenter Stoff mit mittlerer Flüchtigkeit deponiert, wird dieser nicht rasch abgebaut und kann erneut durch Volatisierung in die Atmosphäre gelangen und mehrere Emissions-Transport-Depositionszyklen durchlaufen (Grashüpfereffekt). Die Anreicherung von POPs in polaren Gebieten kann durch eine Kombination des Grashüpfereffektes mit einer stärkeren Kondensation in kalten Gebieten begründet werden.

Von Matthies et al. (2011) wurden die folgenden Prozesse bzgl. ihrer Bedeutung für den Ferntransport von Stoffen betrachtet:

- Transport durch Luftströmungen: Für viele Stoffe verläuft der Transport in der Luft um ein bis zwei Größenordnungen schneller als in Wasser und ist damit hinsichtlich der weiten Ausbreitung dominierend.
- Transport durch Meeresströmungen: Matthies et al. (2009) zeigten auf, dass einige derzeit zugelassene Pestizide im Wasser über größere Entfernungen als in der Luft transportiert werden. Generell ist der Transport durch Meeresströmungen für Stoffe mit ausreichender Halbwertszeit im Wasser und ausreichend niedrigem K_{AW}-Wert[18] relevant.
- Transport durch wandernde Tierarten: Dieser Ausbreitungsprozess kann für den Eintrag in die Nahrungskette lokal von Bedeutung sein, ist jedoch im globalen Maßstab vernachlässigbar. Hotspots mit lokaler Bedeutung sind z.B. Rastplätze von Zugvögeln.
- Transport mit Hilfe von (Mikro)-Plastik-Partikeln, die ihrerseits durch Meeres-strömungen transportiert werden: Für die meisten Stoffe ist dieser Pfad vernachlässigbar. Relevant kann dieser Transportprozess für Additive sein, die in hohen Konzentrationen in den Plastikpartikeln enthalten sind, ebenso für Stoffe, die nicht flüchtig sind und stark an Partikel absorbieren, und für Substanzen, die nicht hauptsächlich über die Luft oder das Wasser transportiert werden.

Das Ferntransportpotenzial eines Stoffes kann durch Modellrechnungen unter Berücksichtigung von Stoffeigenschaften wie Verteilungskoeffizienten und Abbau-Halbwertszeiten abgeschätzt werden. Laut Matthies et al. (2011) liefern Monitoringdaten wichtige Hinweise auf das Ferntransportpotenzial eines Stoffes, ihre Interpretation sollte jedoch durch die Ergebnisse von Modellrechnungen gestützt werden.

Während gemäß Stockholm-Konvention das Potenzial zum weiträumigen Transport eines Stoffes in der Umwelt neben Persistenz und Bioakkumulation ein Merkmal für die Einstufung als POP darstellt, wird in der REACH-Verordnung das Ferntransportpotenzial nicht explizit als kritische Stoffeigenschaft berücksichtigt (EG 2007a). Von Seiten des UBA wird die Einführung des Ferntransportpotenzials zur Bewertung von REACH-Chemikalien für sog. Borderline-PBT-Stoffe erwogen (Ackermann et al. 2013). Als Borderline-PBT-Stoffe werden Substanzen bezeich-

[18] K_{AW}: Luft-Wasser-Verteilungskoeffizient

net, die zwei der drei PBT-Kriterien erfüllen und das dritte Kriterium knapp verfehlen. Die Berücksichtigung des Ferntransportpotenzials als zusätzliches Kriterium zur Bewertung von REACH-Chemikalien könne im Sinne des in der REACH-Verordnung verankerten *weight-of-evidence*-Prinzips[19] ermöglicht werden. Im REACH-Leitfaden zur PBT-Bewertung (ECHA 2012a) ist eine Berücksichtigung des Ferntransportpotenzials in „Borderline"-Fällen vorgesehen, eine Definition für „Borderline"-PBT-Stoffe fehlt jedoch. Zu einer möglichen Definition wird auf einen Vorschlag von Zarfl & Matthies (2013) verwiesen, nach dem die Unterschreitung des Triggerwertes für eines der drei PBT-Kriterien um bis zu 10% als „Borderline" bezeichnet werden kann. Als Bewertungskriterium für das Ferntransportpotenzial eines Stoffes könnte die in der Stockholm-Konvention festgelegte atmosphärische Halbwertszeit von mehr als zwei Tagen verwendet werden (UNEP 2004). Aus diesem Zeitkriterium wurde von Matthies et al. (2011) bei Annahme einer mittleren globalen Windgeschwindigkeit von 6,64 m/s eine „Characteristic Travel Distance (CTD)" von größer 1000 km als räumliches Kriterium abgeleitet.

4.1.2 Nutzung der derzeit existierenden Monitoringprogramme für die Stoffbewertung und -regulierung

Im Folgenden wird für die verschiedenen Stoffvollzüge dargelegt, inwieweit die existierenden Monitoringprogramme für die Stoffbewertung (Schwerpunkt PBT-Bewertung) und Stoffregulierung genutzt werden können. Die folgenden Abschnitte für die einzelnen Stoffvollzüge beginnen jeweils mit einer kurzen Zusammenfassung der rechtlichen Vorgaben für die Nutzung von Monitoringdaten. Eine ausführliche Zusammenfassung der gesetzlichen Grundlagen befindet sich in Anlage 11 dieses Berichtes. Anschließend erfolgt jeweils eine Bewertung der derzeit existierenden, in Kap. 2 beschriebenen Monitoringprogramme hinsichtlich ihrer Eignung, relevante Daten und Informationen für die betrachtete Stoffgruppe und Fragestellung liefern zu können. Hierbei werden vor allem die Stoffauswahl und die Datenqualität der verschiedenen Programme berücksichtigt. Im Fokus der folgenden Abschnitte stehen die PBT-(Verdachts-) Stoffe, die im Rahmen des vorliegenden Projektes betrachtet werden und deren Produktion und Anwendung derzeit zugelassen ist. In Tab. 12 sind die PBT-(Verdachts-)Stoffe zusammengefasst, die als Vertreter der Stoffgruppen Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel, Biozide, Human- und Tierarzneimittel im Folgenden berücksichtigt werden. Der Tabelle können u.a. die Gründe für die Auswahl der betrachteten Stoffe und die Monitoringprogramme entnommen werden, in deren Rahmen die Stoffe untersucht werden.

In den Tabellen 14 bis 18 sind die derzeit existierenden Monitoringprogramme mit den wichtigsten Informationen zusammengefasst, die für die Nutzung von Monitoringdaten für die

[19] Unter dem weight-of-evidence-Vorgehen wird in der Stoffbewertung im Rahmen von REACH der Prozess der Betrachtung der Stärken und Schwächen von Informationen verstanden mit dem Ziel, eine Schlussfolgerung zu einer Eigenschaft des Stoffes zu ziehen und diese zu untermauern (unter Beachtung der Prinzipien Relevanz, Eignung der Daten und Widerspruchsfreiheit der Argumentation; ECHA 2010). Hinweise zur Umsetzung einer weight-of-evidence-Bewertung von PBT- und anderen besorgniserregenden Stoffeigenschaften im Bereich der Zulassung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen werden beispielsweise in einem Dokument der DG SANCO dargelegt ("Evidence Needed to Identify POP, PBT and vPvB Properties for Pesticides"; DG SANCO 2012)

jeweilige Stoffgruppe relevant sind. Auf Grund ihrer Bedeutung für die Stoffbewertung werden die Optionen der Umweltprobenbank in einem eigenen Abschnitt dargestellt.

Tab. 12 Auswahl relevanter PBT-(Verdachts-)Stoffe für die Stoffgruppen REACH-Chemikalien, Pflanzenschutzmittel, Biozide, Human- und Tierarzneimittel

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
Industriechemikalien					
Pyren	129-00-0	Auswahl durch UBA		MP OGew, Sedimentmonitoring Elbe, UPB (Biota limnisch, marin, terrestrisch und Bodenproben), BLMP, TMAP, Bodendauerbeobachtung, POPALP/MONARPOP, Allergene und kanzerogene Luftschadstoffe TLUG, AMAP (MP 1998 – 2003, Ergebnisse nicht verfügbar), EMEP	
Benzo(a)pyren	50-32-8	Auswahl durch UBA		MP OGew, Sedimentmonitoring Rhein und Elbe, UPB (Biota limnisch, marin, terrestrisch und Bodenproben), BLMP, TMAP, Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU), Bodendauerbeobachtung, POPALP/MONARPOP, Allergene und kanzerogene Luftschadstoffe TLUG, AMAP (MP 1998 – 2003, Ergebnisse nicht verfügbar), EMEP	Prioritärer Stoff WRRL
Octamethyltrisiloxan	107-51-7	Auswahl durch UBA		MP OGew (1 BL)	
(3,3,5-Trimethylcyclo-hexyliden)bis (1,1-dimethylethyl)-Peroxid	6731-36-8	Auswahl durch UBA		Bisher in MP nicht untersucht	
Hexamethyldisiloxan	107-46-0	Auswahl durch UBA		MP OGew (1 BL)	
1,4-Benzoldiamin, N,N'-gemischte Phenyl und Tolylderivate (BENDAT)	68953-84-4	Auswahl durch UBA		Bisher in MP nicht untersucht	
N-Phenyl-1-naphthalinamin (PAN)	90-30-2	Auswahl durch UBA		Bisher in MP nicht untersucht	

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
Triclosan	3380-34-5	Auswahl durch UBA	Für Produktarten 1,2,7,9 im Review-Programm für die Biozidzulassung; Humanarzneimittel	MP OGew, UPB (Biota limnisch), Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU)	
Methyltriclosan	4640-01-1	Transformations-produkt von Triclosan		MP OGew ausschließlich Biotamonitoring, UPB (Biota limnisch), Klärschlamm-untersuchungen (Bayer. LfU)	
Phenol, 2-(5-chlor-2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylethyl)- [UV-327]	3864-99-1	Auswahl durch UBA		Bisher in MP nicht untersucht	
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylethyl)- [UV-320]	3846-71-7	Auswahl durch UBA		Bisher in MP nicht untersucht	
2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-6-sec-butyl-4-(2-methyl-2-propanyl)phenol [UV-350]	36437-37-3	Auswahl durch UBA		Bisher in MP nicht untersucht	
Moschusxylol (5-tert-butyl-2,4,6-trinitro-m-xylen)	81-15-2	Auswahl durch UBA		MP OGew, UPB (Biota), Falkeneimonitoring LUBW	REACH, Anhang XIV vPvB-Stoff
Perfluorbutansäure (PFBA)	375-22-4	Vorschlag UBA (weit verbreitete Verwendung)		MP OGew, UPB (Biota)	
Perfluorpentansäure (PFPeA)	2706-90-3	Vorschlag UBA (weit verbreitete Verwendung)		MP OGew, UPB (Biota)	
Perfluorhexansäure (PFHxA)	307-24-4	Vorschlag UBA (weit verbreitete Verwendung)		MP OGew, UPB (Biota), BLMP, Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU), Bioakkumulationsteiche (bayer. LfU), AMAP (Ergebnisse s. Butt et al. 2010) MONARPOP	

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
Perfluorheptansäure (PFHpA)	375-85-9	Vorschlag UBA (weit verbreitete Verwendung)		MP OGew, UPB (Biota), BLMP, Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU), Bioakkumulationsteiche (bayer. LfU), AMAP (Ergebnisse s. Butt et al. 2010) MONARPOP	
Perfluoroctansäure (PFOA)	335-67-1	Vorschlag UBA (weit verbreitete Verwendung)		MP OGew, UPB (Biota), BLMP, TMAP, Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU), Bioakkumulationsteiche (bayer. LfU), AMAP (Ergebnisse s. Butt et al. 2010) MONARPOP	Vgl. auch Abschnitt 5.2.1
Perfluornonansäure (PFNA)	375-95-1	Vorschlag UBA (weit verbreitete Verwendung)		MP OGew, UPB (Biota), BLMP, Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU), Bioakkumulationsteiche (bayer. LfU), AMAP (Ergebnisse s. Butt et al. 2010), MONARPOP	
Perfluordecansäure (PFDA)	335-76-2	Vorschlag UBA (weit verbreitete Verwendung)		MP OGew, UPB (Biota), BLMP, Klärschlammuntersuchungen (bayer. LfU), Bioakkumulationsteiche (bayer. LfU), AMAP (Ergebnisse s. Butt et al. 2010), MONARPOP	
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	375-73-5	Vorschlag UBA (weit verbreitete Verwendung)		MP OGew, UPB, BLMP Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU), Bioakkumulationsteiche (bayer. LfU), AMAP (Ergebnisse s. Butt et al. 2010)	
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	355-46-4	Vorschlag UBA (weit verbreitete Verwendung)		MP OGew, UPB (Biota), BLMP Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU), Bioakkumulationsteiche (bayer. LfU), AMAP (Ergebnisse s. Butt et al. 2010)	
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	1763-23-1	Vorschlag UBA (weit verbreitete Verwendung)		MP OGew, UPB (Biota limnisch, marin), BLMP, TMAP, Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU), Bioakkumulationsteiche (bayer. LfU), Falkeneimonitoring LUBW, AMAP (Ergebnisse s. Butt et al. 2010), MONARPOP	Neuer prioritärer Stoff WRRL [2)] Neuer POP gemäß Stockholm Konvention (Anhang B: Restriktion) Vgl. auch Abschnitt 5.2.1
Chlorierte Alkane (C10-13)	85535-84-8	Kandidatenliste der ECHA (PBT-Stoff)		MP OGew, MONARPOP, AMAP 1998 – 2003 (Ergebnisse nicht zugänglich)	Prioritärer Stoff WRRL

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
Anthracen	120-12-7	Kandidatenliste der ECHA (PBT-Stoff)		MP OGew, Sedimentmonitoring Elbe, UPB (Biota limnisch, marin, terrestrisch und Bodenproben), BLMP, TMAP, Bodendauerbeobachtung, POPALP/MONARPOP, Allergene und kanzerogene Luftschadstoffe TLUG, AMAP 1998 – 2003 (Ergebnisse nicht zugänglich), EMEP	Prioritärer Stoff WRRL
Bis(tributylzinn)oxid (TBTO)	56-35-9	Kandidatenliste der ECHA (PBT-Stoff)		MP OGew, Sedimentmonitoring Elbe, UPB (Biota limnisch, marin), BLMP, TMAP, Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU), Falkeneimonitoring LUBW, AMAP 1998 - 2003 (Ergebnisse nicht zugänglich)	Relevant für Monitoringprogramme: Bei Hydrolyse von TBTO entstehen verschiedene Tributylzinn-Verbindungen TBT: prioritärer Stoff WRRL
Hexabromcyclododecane (HBCDD) und Diastereoisomere:					POP gemäß Stockholm Konvention (Anhang A: Elimination) seit 2013 Vgl. auch Abschnitt 5.2.1
1,3,5,7,9,11-Hexabromcyclododecan	25637-99-4	Auswahl durch UBA			REACH, Anhang XIV (PBT-Stoff) neuer prioritärer Stoff WRRL [2)]
1,2,5,6,9,10-Hexabromcyclododecan	3194-55-6	Auswahl durch UBA		MP OGew (1 BL), UPB (Biota limnisch, marin), BLMP, Klärschlammuntersuchungen (bayer. LfU), Falkeneimonitoring LUBW, AMAP (Ergebnisse s. Review)	REACH, Anhang XIV (PBT-Stoff) neuer prioritärer Stoff WRRL [2)]
alpha-Hexabromcyclododecan	134237-50-6	REACH, Anhang XIV (PBT-Stoff)		BLMP, UPB (Biota limnisch, marin), Klärschlammuntersuchungen (Bayr. LfU), AMAP (Ergebnisse s. Review)	REACH, Anhang XIV (PBT-Stoff) neuer prioritärer Stoff WRRL [2)]
beta-Hexabromcyclododecan	134237-51-7	REACh, Anhang XIV (PBT-Stoff)		BLMP, UPB (Biota limnisch, marin), Klärschlammuntersuchungen (Bayr. LfU), AMAP (Ergebnisse s. Review)	REACH, Anhang XIV (PBT-Stoff) neuer prioritärer Stoff WRRL [2)]

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
gamma-Hexabromcyclododecan	134237-52-8	REACh, Anhang XIV (PBT-Stoff)		BLMP, UPB (Biota), Klärschlammuntersuchungen (Bayr. LfU), AMAP (Ergebnisse s. Review)	REACH, Anhang XIV (PBT-Stoff) neuer prioritärer Stoff WRRL [2)]
Pflanzenschutzmittel (z.T. auch als Biozid bzw. Arzneimittel zugelassen)					
Aclonifen	74070-46-5	Auswahl durch UBA	PSM; Keine Biozid-zulassung	MP OGew incl. Fischmonitoring, Falkeneimonitoring LUBW	neuer prioritärer Stoff WRRL [2)]
Bifenthrin	82657-04-3	Auswahl durch UBA	Zulassung als PSM widerrufen (Zulassungsende 30.05.2010); BPD Annex I für Produktart 8	MP OGew lediglich Fischmonitoring (einmalige Beprobung), Falkeneimonitoring LUBW	
Esfenvalerat	66230-04-4	Auswahl durch UBA	PSM; für Produktart 18 im Review-Programm für die Biozidzulassung	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung), Falkeneimonitoring LUBW	
Metaflumizon	139968-49-3	Auswahl durch UBA	PSM; Keine Biozidzulassung, Tierarzneimittel	MP OGew lediglich Fischmonitoring (einmalige Beprobung), Falkeneimonitoring LUBW	
Pendimethalin	40487-42-1	Auswahl durch UBA	PSM; Keine Biozid-zulassung	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung), BLMP, Deutsches Bienenmonitoring, Falkeneimonitoring LUBW	Vgl. auch Abschnitt 5.2.1
Quinoxyfen	124495-18-7	Auswahl durch UBA	PSM; Keine Biozid-zulassung	MP OGew, Falkeneimonitoring LUBW	neuer prioritärer Stoff WRRL [2)]
Biozide (z.T. auch als PSM bzw. Arzneimittel zugelassen)					
Brodifacoum	56073-10-0	PBT-Stoff nach UBA	Keine PSM-Zulassung (Zulassungsende 30.06.2010); BPD Annex I für Produktart 14	Falkeneimonitoring LUBW	In der Risikountersuchung als potenziell PBT bewertet (EU biocide assessment report „Brodifacoum is considered a potential PBT“)

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
Bromadiolone	28772-56-7	PBT-Stoff nach UBA	Keine PSM-Zulassung (Zulassungsende 31.12.2012); BPD Annex I für Produktart 14	Bisher in MP nicht untersucht	In der Risikountersuchung als potenziell PBT bewertet (EU biocide assessment report „bromadiolone should be considered as a potential PBT substance“)
Kreosot[3)]	8001-58-9	Einige Komponenten wie Anthracen, Phenanthren, Pyren, Dibenzofuran erfüllen nach UBA PBT-Kriterien	Keine PSM-Zulassung; BPD Annex I für Produktart 8		Einige Komponenten in der Risikountersuchung als potenziell PBT bewertet (EU biocide assessment report „Some of the PAHs in creosote have, during the peer-review process, been considered by the Committee for Risk Assessment of the European Chemicals Agency as PBT (anthracene) or vPvB (fluoranthene, phenanthrene and pyrene)“)
Difenacoum	56073-07-5	PBT-Stoff nach UBA	PSM; BPD Annex I für Produktart 14	Falkeneimonitoring LUBW	In der Risikountersuchung als potenziell PBT bewertet (EU biocide assessment report „Difenacoum potentially fulfils the PBT criteria.“)
Difethialon	104653-34-1	PBT-Stoff nach UBA	Keine PSM-Zulassung; BPD Annex I für Produktart 14	Bisher in MP nicht untersucht	In der Risikountersuchung als potenziell PBT bewertet (EU biocide assessment report „Therefore difethialone is considered to be a potential PBT and a potential vPvB substance.“)
Flocoumafen	90035-08-8	PBT-Stoff/ vPvB-Stoff nach UBA	Keine PSM-Zulassung; BPD Annex I für Produktart 14	Bisher in MP nicht untersucht	In der Risikountersuchung als potenziell PBT bewertet (EU biocide assessment report „It is concluded that flocoumafen should be considered a potential PBT as

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
					uncertainies with regard to the B-criterion could not be clarified at the moment.“)
Flufenoxuron	101463-69-8	PBT-Stoff/ vPvB-Stoff nach UBA	Keine PSM-Zulassung; BPD Annex I für Produktart 8	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung)	In der Risikountersuchung als PBT und vPvB bewertet (EU biocide assessment report „flufenoxuron is a PBT/vPvB substance“)
Hexaflumuron	86479-06-3	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Keine PSM-Zulassung; für Produktart 18 im Review-Programm für die Biozid-zulassung	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung)	
Abamectin	71751-41-2	PT-Kriterien nach UBA erfüllt	PSM; BPD Annex I für Produktart 18	MP OGew lediglich Fischmonitoring (einmalige Beprobung)	EU biocide assessment report „In conclusion, abamectin is considered as P and T, but not B, and is therefore not classified as PBT.“)
Bifenthrin	82657-04-3	vPT-Kriterien nach UBA erfüllt	Zulassung als PSM widerrufen (Zulassungsende 30.05.2010); BPD Annex I für Produktart 8	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung), Falkeneimonitoring	
(alpha-)Chloralose	15879-93-3	PT-Kriterien nach UBA erfüllt	Keine PSM-Zulassung; BPD Annex I für Produktart 14	Bisher in MP nicht untersucht	EU biocide assessment report: „Since the active substance does not clearly fulfil the B criterion, Chloralose is not considered to be a PBT or a vPvB substance…“
Chlorfenapyr	122453-73-0	PT-Kriterien erfüllt, Hinweis auf B-Potenzial nach UBA	Keine PSM-Zulassung; BPD Annex I für Produktart 8; für	MP OGew lediglich Fischmonitoring (einmalige Beprobung)	Kein vollständiger EU biocide assessment report

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
			Produktart 18 im Review-Programm für die Biozid-zulassung		
Chlorophacinon	3691-35-8	PT-Kriterien nach UBA erfüllt	Zulassung als PSM widerrufen (Zulassungsende 30.06.2010); BPD Annex I für Produktart 14	Bisher in MP nicht untersucht	EU biocide assessment report: „In conclusion, since chlorophacinone does not meet criteria B, it is not considered a PBT candidate."
Clothianidin	210880-92-5	vPT-Kriterien nach UBA erfüllt	PSM; BPD Annex I für Produktart 8; für Produktart 18 im Review-Programm für die Biozid-zulassung	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung), Bienenmonitoring	EU biocide assessment report „Clothianidin does not fulfil the PBT criteria as the substance does not bioaccumulate although it is very persistent and toxic.")
Kupfer-Pyrithion	14915-37-8	PT-Kriterien nach UBA erfüllt, Hinweis auf B-Potenzial	Keine PSM-Zulassung; für Produktart 21 im Review-Programm für die Biozid-zulassung	Bisher in MP nicht untersucht	Stoff kann im Wasser dissozieren, relevant ist der Pyrithion-Rest; kein EU biocide assessment report verfügbar
Cybutryn / Irgarol	28159-98-0	vPT-Kriterien nach UBA erfüllt	Keine PSM-Zulassung; für Produktart 21 im Review-Programm für die Biozid-zulassung	MP OGew, Sedimentmonitoring Elbe, BLMP	Neuer prioritärer Stoff WRRL[2)] EU biocide assessment report „Cybutryne fulfils the criteria for Persistence and Toxicity, but not for Bioaccumulation in fish.") Vgl. auch Abschnitt 5.2.1
Cyfluthrin	68359-37-5	PT-Kriterien nach UBA erfüllt	PSM; für Produktart 18 im Review-Programm für die Biozidzulassung	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung)	EU biocide assessment report „Even though the P and the T criteria are fulfilled, the active substance cyfluthrin is neither PBT – nor vP/vB - candidate as the vP,

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
					B and vB criteria are not fulfilled.“
Cypermethrin	52315-07-8	T-Kriterien nach UBA-Bewertung erfüllt, Hinweis auf B-Eigenschaften, evtl. vB	PSM; BPD Annex I für Produktart 8; für Produktart 18 im Review-Programm für die Biozid-zulassung	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung)	Neuer prioritärer Stoff WRRL[2)] EU biocide assessment report „Based on the above considerations, cypermethrin cis:trans/40:60 is not PBT.“
d-Phenothrin	188023-86-1 (auch 26046-85-5)	vBT-Kriterien nach UBA erfüllt, potenziell P	Keine PSM-Zulassung;	MP OGew lediglich Fischmonitoring (einmalige Beprobung)	EU biocide assessment report „The PBT assessment indicates that d-Phenothrin meets the screening criteria for vB for bioaccumulation and T for Toxicity.“
D-Allethrin	584-79-2	Vorschlag UBA (T-Stoff)	Keine PSM-Zulassung; Keine Biozidzulassung	MP OGew ausschließlich Fischmonitoring (einmalige Beprobung), Sedimentmonitoring Elbe	Bewertung der Persistenz und Bioakkumulation noch nicht abgeschlossen
d-trans-Allethrin	260359-57-7	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Keine PSM-Zulassung; für Produktart 18 im Review-Programm für die Biozid-zulassung	Bisher in MP nicht untersucht	
Deltamethrin	52918-63-5	Vorschlag UBA	PSM; BPD Annex I für Produktart 18; Tierarzneimittel	MP OGew einschließlich Fischmonitoring (einmalige Beprobung)	Aus deutscher Sicht P-Stoff, laut Informationen aus dem Arzneimittelvollzug B,T-Stoff
Etofenprox	80844-07-1	BT-Kriterien nach UBA erfüllt	PSM; BPD Annex I für Produktarten 8 und 18	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung)	EU biocide assessment report: potential for bioaccumulation, not persistent
Fenpropimorph	67564-91-4	PT-Kriterien nach UBA erfüllt	PSM; BPD Annex I für Produktart 8	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung), Sedimentmonitoring Elbe, BLMP, Bienenmonitoring	EU biocide assessment report: „Fenpropimorph must not be regarded as a PBT or vPvB sub-stance because does not fulfil the B criteria.“

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
Fipronil	120068-37-3	PT-Kriterien nach UBA erfüllt	Keine PSM-Zulassung; BPD Annex I für Produktart 18	MP OGew lediglich Fischmonitoring (einmalige Beprobung), Bienenmonitoring	EU biocide assessment report: „As the B criterion is not fulfilled, fipronil is not classified according the PBT assessment.“
Imidacloprid	138261-41-3	vPT-Kriterien nach UBA erfüllt	PSM; BPD Annex I für Produktart 18	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung), Sedimentmonitoring Elbe, Bienenmonitoring	EU biocide assessment report: „Even though the P- and the T-criteria are fulfilled, the active substance imidacloprid is neither PBT - nor vP/vB - candidate as the B-criterion is not fulfilled.“
lambda-Cyhalothrin	91465-08-6	UBA-Vorschlag (B,T-Stoff)	PSM; BPD Annex I für Produktart 18	MP OGew incl. Fischmonitoring (bei letzterem einmalige Beprobung), Bienenmonitoring	Bewertung der P-Eigenschaften steht nach UBA noch aus; EU biocide assessment report: „In conclusion, since lambda-cyhalothrin does not fulfil the criteria for Persistent substances, it does not fulfil the PBT/vPvB criteria.“
Metofluthrin	240494-70-6	Vorschlag UBA (T-Stoff, P-Verdachtsstoff)	Keine PSM-Zulassung; BPD Annex I für Produktart 18	Bisher in MP nicht untersucht	Bewertung der Persistenz noch nicht abgeschlossen; EU biocide assessment report: „Metofluthrin is considered to be toxic, however it is not considered to bioaccumulate. As regards persistence there is a lack of data to clearly indicate whether it is or isn't persistent in sediment. In the absence of such data it is proposed to identify the active substance as persistent.
Spinosad	168316-95-8	PT-Kriterien nach UBA erfüllt	PSM; BPD Annex I für Produktart 18; für Produktart 3 im Review-Programm	MP OGew lediglich Fischmonitoring (einmalige Beprobung)	EU biocide assessment report „Spinosad should thus be considered as Persistent (sediment) and Toxic, but not as

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
			für die Biozid-zulassung		Bioaccumulative and is therefore not classified as PBT.“
Tetramethrin	7696-12-0	Vorschlag UBA (T-Stoff)	Keine PSM-Zulassung; für Produktart 18 im Review-Programm für die Biozid-zulassung	MP OGew lediglich Fischmonitoring (einmalige Beprobung)	Bioakkumulation- und Persistenz-Einstufung noch nicht abgeklärt
Humanarzneimittel (z.T. auch als PSM, Biozid oder Tierarzneimittel zugelassen)					
Alitretinoin	5300-03-8	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Amorolfinhydrochlorid	78613-38-4	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Anidulafungin	166663-25-8	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Asenapin-Maleat	85650-56-2	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Bedaquiline-Fumarat	845533-86-0	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Buprenorphin	52485-79-7	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Humanarzneimittel, Tierarzneimittel,	Bisher in MP nicht untersucht	
Calcipotriol-Monohydrat	147657-22-5	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarznei-mittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Capecitabin	154361-50-9	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Cinacalcet-Hydrochlorid	364782-34-3	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
Diclofenac (Natriumsalz)	15307-79-6	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	MP OGew einschließlich Küstengewässeruntersuchungen und Fischmonitoring (bzgl. letzterem: zweimalige Beprobung)	
Efavirenz	154598-52-4	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Eltrombopag Olamin	496775-62-3	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Etravirin	269055-15-4	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Gemfibrozil	25812-30-0	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Humanarzneimittel	MP OGew	
Gemifloxacin	214346-11-9	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Isotretinoin	4759-48-2	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Lapatinib Ditosilat (1 H_2O)	388082-78-8	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Lurasidon-Hydrochlorid	367514-88-3		ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Methylphenidat	113-45-1	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Permethrin	52645-53-1	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Humanarzneimittel Tierarzneimittel, für Produktarten 8, 9, 18 im Review-Programm für die Biozidzulassung	MP OGew einschließlich Fischmonitoring (bzgl. letzterem: einmalige Beprobung)	

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
Propiverin-Hydrochlorid	54556-98-8	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Quetiapinhemifumarat	111974-72-2	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Regorafenib	755037-03-7	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Rimonabant	158681-13-1	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Simeprevir	923604-59-5	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Sunitinib Malat	341031-54-7	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Tacrolimus	104987-11-3	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Tafloprost	209860-87-7	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Tiamulin	55297-95-5	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Humanarzneimittel, Tiamulinfumarat: Tierarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Tigecyclin	220620-09-7	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Triclosan	3380-34-5	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Humanarzneimittel, Biozid	MP OGew, Sedimentmonitoring Elbe, UPB (Biota limnisch), Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU) Transformationsprodukt Methyltriclosan: MP OGew lediglich Biotamonitoring, UPB (Biota limnisch), Klärschlammuntersuchungen (Bayer. LfU)	
Vortioxetin-Hydrobromid	960203-27-4	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
Tierarzneimittel (z.T. auch als PSM, Biozid oder Humanarzneimittel zugelassen)					
Amitraz	33089-61-1	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Tierarzneimittel, PSM	MP OGew lediglich Fischmonitoring (einmalige Beprobung)	
Buprenorphin	52485-79-7	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Tierarzneimittel, Zulassung als Humanarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Closantel	57808-65-8	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Tierarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Closantel (Natriumsalz)	61438-64-0	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Tierarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Deltamethrin	52918-63-5	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Tierarzneimittel, PSM, BPD Annex I für Produktart 18	MP OGew einschließlich Fischmonitoring (bzgl. letzterem: einmalige Beprobung)	
Emamectin (-Benzoat)	155569-91-8	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Tierarzneimittel, PSM	MP OGew lediglich Fischmonitoring (einmalige Beprobung)	
Eprinomectin	123997-26-2	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Tierarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Metaflumizon	139968-49-3	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Tierarzneimittel, PSM	MP OGew lediglich Fischmonitoring (einmalige Beprobung), Falkeneimonitoring LUBW	
Moxidectin	113507-06-5	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	ausschließlich Tierarzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	
Permethrin	52645-53-1	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Tierarzneimittel, Humanarzneimittel, für Produktarten 8, 9, 18 im Review-Programm für die Biozidzulassung	MP OGew einschließlich Fischmonitoring (einmalige Beprobung)	
S-Methopren	65733-16-6	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Tierarzneimittel, für Produktart 18 im Review-Programm	Bisher in MP nicht untersucht	

Stoff	CAS-Nummer	Begründung für Auswahl	PSM-/ Biozid-/ Arzneimittel-status 1)	Berücksichtigung in Monitoringprogrammen	Sonstige Anmerkungen
			für die Biozid-zulassung		
Tiamulinfumarat	55297-96-6	PBT-Verdachtsstoff nach UBA	Tierarzneimittel, Tiamulin: Human-arzneimittel	Bisher in MP nicht untersucht	

Erläuterungen: 1) Arzneimittel Stand 09.01.2014, andere Stoffvollzüge Stand 28.02.2013; 2) Durch eine 2013 verabschiedete Änderung der Richtlinien 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) und 2008/105/EG (prioritäre Stoffe) erfolgte die Aufnahme zwölf neuer Stoffe in die Liste der prioritären Stoffe im Bereich der Wasserpolitik (EU 2013a); 3) Komplexes Stoffgemisch mehrerer Hundert Einzelsubstanzen, das u.a. aus bi- und polycyclischen Aromaten und Phenolen sowie O-, N- und S-haltigen Heterocyclen besteht.

REACH-Chemikalien

Für Industriechemikalien sollen Monitoringdaten laut Leitfaden der ECHA zur PBT-Bewertung (ECHA 2012a) zusätzliche Informationen liefern, die die Ergebnisse der PBT-Bewertung ergänzen. Als relevant werden Daten aus nationalen und internationalen Monitoringprogrammen angesehen. Dies schließt die Berücksichtigung von Monitoringdaten aus Untersuchungen in unberührten Gebieten (Arktis, Alpenseen) mit ein. Wenn ein Stoff anhand der Testergebnisse (im Rahmen der Umweltrisikountersuchung) als Nicht-PBT-Stoff eingestuft wird, Monitoringdaten aber Hinweise auf P- oder B-Eigenschaften liefern, sind diese zu berücksichtigen und die Einstufung ist mit großer Sorgfalt durchzuführen.

In der Stoffgruppe der Industriechemikalien stellt die Vielfalt der möglichen Eintragspfade ein Problem bzgl. des Verbleibs von Stoffen in der Umwelt dar. Industriechemikalien können vor allem durch die folgenden Pfade in die Umwelt eingetragen werden:

- durch produktionsbedingte Emissionen,
- bei Verbrauchsgütern während der Anwendung,
- bei langlebigen Gütern durch Auswaschung oder Ausgasung in der Nutzungsphase,
- durch bei der Entsorgung anfallende Emissionen (bei diesem Pfad ist angesichts des Standes der Abfallwirtschaft in Deutschland davon auszugehen, dass durch die ordnungsgemäße Entsorgung ein Abbau bedenklicher Stoffe stattfindet. Bei einem Recycling kann hingegen eine Emission oder eine Aufkonzentrierung in den Sekundärprodukten nicht ausgeschlossen werden).

Ein einheitliches Vorgehen für die Stoffgruppe Industriechemikalien ist daher nicht empfehlenswert, stattdessen sollte die Vorgehensweise stoffabhängig festgelegt werden.

Werden Industriechemikalien hauptsächlich bzw. ausschließlich über den Pfad Abwasser → Kläranlage → Oberflächengewässer in die Umwelt eingetragen, können die Ergebnisse des in Deutschland von Seiten der Bundesländer betriebenen Oberflächengewässermonitorings grundsätzlich Informationen über den Verbleib von Stoffen in der Umwelt liefern (s. auch Kap. 2). Ein Teil der Industriechemikalien mit PBT-Eigenschaften wurde bzw. wird intensiv untersucht. Erfasst werden die Konzentrationen in der Wasserphase, in Schwebstoffen und Sedimenten. Ergebnisse zu langjährigen bzw. zumindest mehrjährigen Messreihen liegen u.a. für die Stoffe bzw. Stoffgruppen PAH, perfluorierte Verbindungen, Moschusxylol, Butylzinnverbindungen, chlorierte Alkane und Triclosan vor. Liegen Kenntnisse über die in Oberflächengewässer eingetragenen Frachten vor, können anhand von Zeittrends Aussagen über die Persistenz der Stoffe gemacht oder zumindest Abschätzungen vorgenommen werden.

Die Konzentrationen von perfluorierten Verbindungen, Moschusxylol, Butylzinn-verbindungen und Triclosan in Biota wurden über zwei Jahre oder länger in einem bzw. mehreren Bundesländern untersucht. Grundsätzlich können positive Befunde als qualitativer Hinweis auf die Persistenz der genannten Stoffe gewertet werden. Zu Stoffen, für die längere Zeitreihen der gemessenen Umweltkonzentrationen und Kenntnisse über die eingetragenen Mengen und deren zeitliche Entwicklung vorliegen, können belastbare Hinweise auf die Persistenz abgeleitet werden.

In mehreren Bundesländern werden kontinuierlich, im Rahmen von Projekten oder anlassbezogen, limnische Biotaproben (Fisch, Muscheln, vereinzelt auch Kormorane) auf Konzentrationen von Industriechemikalien untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen können zwar Hinweise auf das Vorkommen von Stoffen in Biota geben, Aussagen auf die Bioakkumulationseigenschaften der untersuchten Stoffe lassen sich hieraus jedoch nur im Einzelfall ableiten. Um zu Ergebnissen über das Bioakkumulationspotenzial eines Stoffes zu gelangen, sind Untersuchungen mit zeitlich und räumlich abgestimmten Messungen der Wasser- und Biotakonzentrationen erforderlich. Entsprechende Daten und Informationen als Beleg oder zumindest als Hinweis auf die B-Eigenschaften von PFOS liegen aus drei Bundesländern vor. In Baden-Württemberg erfolgte 2009 eine Beprobung von acht Fischarten im Bodensee, um die Belastung durch zehn perfluorierte Verbindung (u.a. PFOS, PFOA und PFDA) zu ermitteln. In über 90% der Proben wurde PFOS nachgewiesen, während die Befunde für die übrigen perfluorierten Substanzen fast ausschließlich negativ ausfielen. Raubfische wiesen eine höhere Belastung als Friedfische auf. Dies wurde als möglicher Hinweis auf das Biomagnifikationspotenzial von PFOS gewertet. Bei der Raubfischart Barsch wurde mit zunehmender Länge, d.h. mit zunehmendem Alter eine steigende PFOS-Belastung festgestellt. Auch hierfür wird als möglicher Grund die Bioakkumulation dieses Stoffes genannt (s. hierzu auch Abschnitt 5.2.2). BMF für die verschiedenen Fischarten wurden nicht ermittelt. Im Rahmen des bayerischen Biotamonitorings zeigte sich, dass Fischproben durchweg mit PFOS belastet waren, während die Untersuchungen von Wasserproben aus bayerischen Gewässern auf eine flächendeckende geringe Belastung mit PFOS hinwiesen. Als Begründung für dieses Ergebnis wurde das Bioakkumulationspotenzial von PFOS angeführt. Eine Quantifizierung durch Ermittlung von BAF wurde auch hier nicht vorgenommen. Im Rahmen eines umfangreichen Untersuchungsprogramms zur Belastung der Umwelt durch perfluorierte Verbindungen wurde in NRW auch ein mehrjähriges Fischmonitoring betrieben. Aus den Daten der 2006 bis 2008 durchgeführten Untersuchungen wurden für neun Fischarten artspezifische BAF berechnet. Entsprechende Aussagen zu anderen der betrachteten PBT-(Verdachts-)Stoffe konnten von den Publikationen der Umweltprobenbank abgesehen durch Sichtung der recherchierten Monitoringprogramme nicht ermittelt werden.

Durch die deutschen Mitgliedsländer der IKSR sowie die FGG Elbe und die BfG werden die Konzentrationen von Schadstoffen in Fließgewässersedimenten von Elbe, Rhein und mehreren ihrer Nebenflüsse langjährig untersucht. Durch vorliegende Zeitreihen oder die Auswertung von Tiefenprofilen können bei Kenntnis der Eintragsmengen Aussagen über die Persistenz untersuchter Stoffe getroffen werden. Die Auswahl der bisher untersuchten Stoffe ist jedoch begrenzt (u.a. PAH, Triclosan und Butylzinnverbindungen). Beim Sedimentmonitoring der BfG im Einzugsgebiet der Elbe ist insofern eine Erweiterung möglich, als die archivierten Rückstellproben und die künftig genommenen Sedimentproben anderen Institutionen für weitere Untersuchungen auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden können.

Neben den limnischen Gewässern wird von den Anrainer-Bundesländern im Rahmen einer Bund-Länder-Vereinbarung die chemische Gewässerqualität der Küstengewässer von Nord- und Ostsee überwacht (BLMP). U.a. für PAH, Butylzinnverbindungen und perfluorierte Verbindungen (PFC) liegen langjährige Messreihen vor, die ggf. für eine Trendabschätzung genutzt werden und Hinweise auf die Persistenz von Stoffen geben können. Da zwischen den Entnahmeorten für Wasser-, Sediment- und Biotaproben eine große Über-

schneidung besteht, ist zu prüfen, inwieweit die Ergebnisse zumindest qualitative Hinweise auf die Bioakkumulationseigenschaften der untersuchten Stoffe liefern können.

Qualitative Hinweise auf die Persistenz von PFC konnten bisher im Rahmen eines Projektes des bayerischen LfU gewonnen werden, in dem der Eintragspfad Klärschlamm → Boden → Sickerwasser → Pflanze untersucht wurde (s. Kap. 2). Durch die Methodik der Bioakkumulationsteiche können grundsätzlich Hinweise auf die Bioakkumulation von Stoffen (Wasserphase → Fisch) gewonnen werden. Bislang wurden im Rahmen dieser Untersuchungen routinemäßig keine Industriechemikalien erfasst, die für das vorliegende Projekt relevant sind. 2008 wurden mehrere perfluorierte Verbindungen (u.a. PFOS, PFOA und PFDA) anlassbedingt in die Untersuchungen einbezogen. Auf Grund der festgestellten Belastung wurden die Konzentrationen von PFOS in Karpfenproben 2010 erneut untersucht. Eine nachträgliche Untersuchung von Rückstellproben wäre im Rahmen des Monitoringprogramms ebenso denkbar wie eine Erweiterung der Stoffauswahl. Insbesondere zeitlich aufeinander abgestimmte Messungen von Wasser- und Biotaproben können zusätzliche Hinweise auf die Bioakkumulation von PBT-(Verdachts-)Stoffen liefern. Derzeit liegen jedoch keine Daten zu den Schadstoffkonzentrationen in der Wasserphase vor.

Neben den aquatischen Monitoringprogrammen können auch terrestrische und medienübergreifende Untersuchungsprogramme Informationen zum Verbleib von Industriechemikalien in der Umwelt liefern. Im Rahmen der Bodendauerbeobachtung werden neben anderen organischen Bodenschadstoffen PAH erfasst. Die Untersuchungsergebnisse sind auf Anfrage über das UBA und die zuständigen Behörden der Länder zugänglich. Nach Schilli et al. (2011) sind auf der Grundlage der ermittelten Daten Aussagen zum Eintrag über den Luft-Boden-Pfad und zu zeitlich bedingten Veränderungen möglich. Bei Kenntnis über die Entwicklung der luftseitigen Emissionen sollten die Ergebnisse der Bodendauerbeobachtung Hinweise auf die Persistenz von PAH geben können.

Zahlreiche Industriechemikalien wurden bisher im Rahmen des Falkeneimonitorings erfasst. Langjährig werden z.B. HBCDD-Konzentrationen in Falkeneiern untersucht. Seit 2009 sind auch perfluorierte Verbindungen Bestandteil des Monitoringprogramms. Sowohl für HBCDD als auch für PFOS und andere perfluorierte Verbindungen sind positive Befunde zu verzeichnen. Ein eindeutiger Trend lässt sich aus den Daten jedoch nicht ableiten (s. Abschnitt 5.2.2). Für Organozinnverbindungen und Moschusxylol waren die im Jahr 2009 erhobenen Befunde negativ. Da die Ergebnisse der Falkeneiuntersuchungen nur auszugsweise veröffentlicht werden, sind nicht alle Daten frei zugänglich. Eine Erweiterung der Stoffauswahl für neu in den Fokus rückende PBT-(Verdachts-)Stoffe wäre sinnvoll. Hierüber sollte ggf. eine Verständigung mit der LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) stattfinden.

Im Rahmen der Bodendauerbeobachtung und des Messprogramms „Allergene und kanzerogene Luftschadstoffe“ des Landes Thüringen werden PAH erfasst. Die jeweiligen Daten sind jedoch nicht öffentlich zugänglich. Auf Grund der fehlenden Informationsbasis kann der Nutzen dieses Monitoringprogramms für die PBT-Bewertung nicht eingeschätzt werden. Über einen Datentransfer muss ggf. mit der zuständigen Behörde (zuständiges Bundesland bzw. UBA) eine Vereinbarung getroffen werden.

Kenntnisse über die Belastung durch PBT-Stoffe in unberührten Gebieten werden durch das Monitoring im Rahmen von AMAP (Arktis-Monitoring) und MONARPOP (Alpenregion) gewonnen. Bei Daten, die im Rahmen von AMAP ermittelt werden, stellt sich jedoch das

Problem der Datenverfügbarkeit. Eine öffentlich zugängliche Datenbank existiert nicht. Laut Messprogramm 1998 bis 2003 wurde das Vorkommen von PAH und TBT in der arktischen Umwelt untersucht, entsprechende Daten können jedoch nicht abgefragt werden. Zur Belastung der arktischen Umweltkompartimente durch perfluorierte Verbindungen bzw. durch HBCDD liegt jeweils ein Review vor (Butt et al. 2010, de Wit et al. 2010).

Daten über die Belastung unberührter Gebiete in den Alpen u.a. durch PAH und chlorierte Alkane können dem technischen Bericht über den ersten Projektzeitraum von MONARPOP entnommen werden (Offenthaler et al. 2009). Ergebnisse des durch das Land Bayern beauftragten Folgeprojektes POPALP wurden ebenfalls in Form von Berichten veröffentlicht (Kirchner et al. 2011, LfU 2013a).

Angaben über den Ferntransport von PAH über den Luftpfad innerhalb Europas und die Deposition in den Boden bietet das europäische Programm EMEP. Über die Belastung der Luft durch PAH und deren Deposition in Folge des Ferntransportes stehen langjährige Messreihen zur Verfügung.

Die folgenden in diesem Projekt betrachteten PBT-(Verdachts-)Stoffe werden weder im Rahmen der in Deutschland betriebenen aquatischen, terrestrischen und medienübergreifenden Monitoringprogamme noch in den beschriebenen internationalen Programmen untersucht:

- (3,3,5-Trimethylcyclo-hexyliden) bis (1,1-dimethylethyl)-Peroxid,
- die N,N'-Tolyl- und Phenylderivate des 1,4-Benzoldiamin (BENDAT),
- N-Phenyl-1-Naphthalinamin (PAN)
- sowie die UV-Stabilisatoren UV 327, UV 320 und UV 350.

Tab. 13 Übersicht über die relevanten Monitoringprogramme zur Nutzung für die Stoffbewertung von Industriechemikalien

Monitoringprogramm	Untersuchte Stoffe (soweit in Kap. 4 betrachtet)	Nutzung für die Stoffbewertung	Anmerkungen / Datenquellen
Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer (Wasserphase, für kleinere Stoffauswahl auch Schwebstoffe und Sedimente)	PAH (u.a. Anthracen, Benzo(a)pyren, Pyren), perfluorierte org. Verbindungen, Moschus-xylol, Butylzinnverbindungen, Chlorierte Alkane C10-13, Triclosan; Octamethyltrisiloxan, Hexamethyldisiloxan (1 BL 1997, Leisewitz et al. 2013); ab 2012 HBCDD im Messprogramm eines Bundeslandes (Sachsen)	Bei Vorliegen längerer Zeitreihen und Kenntnis über Eintragspfade und –mengen sind Hinweise auf Persistenz ableitbar	Berichte der Bundesländer
Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer (Biotauntersuchungen)	Limnische Umwelt: Anthracen, Benz(a)pyren, Chloralkane C10-13, perfluorierte org. Verbindungen, Moschusxylol, Butylzinn-verbindungen, Triclosan, Methyltriclosan; Marine Umwelt: Butylzinnverbindungen	Qualitative Hinweise auf das Vorkommen in Biota Bei Vorliegen längerer Zeitreihen und Kenntnis über Eintragspfade und -mengen sind ggf. Hinweise auf Persistenz ableitbar	Berichte der Bundesländer In Bayern werden restliche Biotaproben aus dem Monitoring gemäß Wasserrahmenrichtlinie nach der Untersuchung gelagert.
Sedimentmonitoring von IKSR, FGG Elbe und BfG	Elbe und Nebenflüsse: PAH, Butylzinnverbin-dungen, ab 2010 Triclosan; Rhein und 3 Nebenflüsse: Benzo(a)pyren	Bei Vorliegen längerer Zeitreihen oder durch Untersuchung von Tiefenprofilen und Kenntnis über Eintragspfade und -mengen sind ggf. Belege für die Persistenz ableitbar	Berichte der IKSR und FGG Elbe Im Rahmen der Elbeuntersuchungen sind in begrenztem Umfang Rückstellproben vorhanden. Proben für Untersuchungen auf weitere Stoffe können künftig auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden.
Umweltprobenbank des Bundes (UPB)	PAH (u.a. Anthracen, Benzo(a)pyren, Pyren), perfluorierte org. Verbindungen, Butylzinn-verbindungen, Triclosan, Methyltriclosan, HBCDD	Bei Kenntnis der Eintragspfade und -mengen sind Belege für die Persistenz ableitbar.	Veröffentlichung der Umweltprobenbank des Bundes
BMLP (Bund-Länder Messprogramm Meeres-umwelt) (Untersuchungen von Wasser, Sedimenten und Biota)	PAH (u.a. Anthracen, Benzo(a)pyren, Pyren), Butylzinnverbindungen perfluorierte org. Verbindungen (nur abiotische Kompartimente) HBCDD (nur Biota 2011)	Bei Kenntnis über Eintragspfade und -mengen sind Hinweise auf Persistenz ableitbar Bei räumlicher Überschneidung der Entnahmeorte von Wasser-, Sediment- und Biotaproben sind ggf. qualitative Hinweise auf Bioakkumulation ableitbar	Marine Umweltdatenbank MUDAB Berichte des Landes Mecklenburg-Vorpommern (auszugsweise Darstellung)

Monitoringprogramm	Untersuchte Stoffe (soweit in Kap. 4 betrachtet)	Nutzung für die Stoffbewertung	Anmerkungen / Datenquellen
TMAP (Trilateral Monitoring and Assessment Programme)	PAH (u.a. Anthracen, Benzo(a)pyren, Pyren), PFOA, PFOS, Butylzinnverbindungen		
Erweiterte Klärschlammuntersuchungen (LfU Bayern)	perfluorierte org. Verbindungen	Qualitative Hinweise auf Persistenz ableitbar	Bericht LfU Bayern Konzept ggf. übertragbar auf weitere Stoffe
Bioakkumulationsteiche an bayerischen Kläranlagen	Bisher Schwermetalle und org. Industrie-chemikalien (2008 perfluorierte org. Verbin-dungen, 2010 PFOS)	Hinweise auf Bioakkumulation bei Kenntnis der Wasserkonzentrationen ableitbar	Bericht LfU Bayern Konzept ggf. auf weitere Stoffe übertragbar Retrospektive Untersuchungen für weitere Stoffe grundsätzlich möglich, da Rückstellproben vorhanden Konzepterweiterung durch parallele Untersuchungen der Konzentrationen in der Wasserphase denkbar
Bodendauerbeobachtung	PAH (u.a. Anthracen, Benzo(a)pyren, Pyren)	Bei Kenntnis über die luftseitigen Emissionen und die Emissionsquellen sind Hinweise auf Persistenz ableitbar	
Falkeneimonitoring (LUBW)	HBCDD langjährig 2009: Organozinnverbindungen und Moschusxylol Ab 2009: perfluorierte Verbindungen	Aus positiven Befunden sind qualitative Hinweise auf Persistenz ableitbar Bei Kenntnis der Eintragspfade und -mengen sind genauere Hinweise auf Persistenz ableitbar	Berichte der LUBW, die vollständigen Untersuchungsergebnisse werden jedoch nicht veröffentlicht und sollten ggf. angefragt werden Erweiterung der Stoffauswahl ggf. sinnvoll
AMAP (Artic Monitoring and Assessment Programme)	PAH (u.a. Anthracen, Benzo(a)pyren und Pyren) Chlorierte Alkane C10–13 Tributylzinn, perfluorierte org. Verbindungen, HBCDD	Hinweis auf die Belastung unberührter Gebiete, d.h. Hinweis auf Persistenz und Ferntransport-potenzial ableitbar	Die Ergebnisse des kontinuierlichen Monitoringprogramms wurden nicht veröffentlicht. Monitoringdaten für einzelne Stoffgruppen wurden in Reviews veröffentlicht.
MONARPOP (Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and other Organic Pollutants) /POPALP	PAH (u.a. Anthracen, Benzo(a)pyren und Pyren), perfluorierte Verbindungen, chlorierte Alkane C10-13	Hinweis auf die Belastung unberührter Gebiete, d.h. Hinweis auf Persistenz und auf innereuropäi-schen Ferntransport ableitbar	Projektberichte

Monitoringprogramm	Untersuchte Stoffe (soweit in Kap. 4 betrachtet)	Nutzung für die Stoffbewertung	Anmerkungen / Datenquellen
EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme)	PAH (u.a. Anthracen, Benzo(a)pyren und Pyren)	Langjährige Messreihen vorhanden, bei Kenntnis der luftseitigen Emissionen und Emissionsquellen sind Hinweise auf innereuropäischen Ferntransport ableitbar	

Anmerkung: zu Einzelheiten zu den Monitoringprogrammen und deren Datenquellen s. Kap. 2.

Pflanzenschutzmittel

Nach Anhang II der EG-Pflanzenschutzmittel-Verordnung (EG-Verordnung Nr. 1107/2009; EG 2009a) können Monitoringdaten zur Bewertung des Ferntransportpotenzials von Wirkstoffen, Safenern und Synergisten im Rahmen der Umweltrisikobewertung genutzt werden. In den ‚Uniform Principles' (EU-Verordnung No. 546/2011; EU 2011d) ist die Nutzung von Monitoringdaten nur für die Grundwasserbelastung vorgesehen. Die Nutzung von Monitoringdaten im Rahmen von Genehmigungsverfahren setzt voraus, dass ein Wirkstoff schon vor der aktuell beantragten Zulassung als Pflanzenschutzmittelwirkstoff in die Umwelt gelangt ist. Denkbar wäre dies für Stoffe, die sich im Verfahren der Genehmigungserneuerung befinden, in deren Zuge die Umweltrisikobewertung in vollem Umfang zu aktualisieren ist, oder die bereits in einem anderen Regelungsbereich (z.B. als Biozid oder als Tierarzneimittel) zugelassen sind.

Weiterhin können Monitoringdaten im Rahmen des Nachzulassungsmonitorings genutzt werden, das von der Zulassungsbehörde im Rahmen der Genehmigung zur Auflage gemacht werden kann (s. hierzu Abschnitt 6.3 dieses Berichtes).

Neben Monitoringdaten, die als Hinweis auf das Ferntransportpotenzial herangezogen werden, und Daten aus dem Grundwassermonitoring könnten künftig folgende Monitoringdaten, die aus Untersuchungen weiterer Umweltkompartimente stammen, für die Umweltrisikobewertung genutzt werden: Konzentrationen in Oberflächengewässern und ggf. in Böden oder Daten über die Anreicherung in aquatischen und terrestrischen Organismen oder Nahrungsketten. Die Berücksichtigung von Monitoringdaten aus diesen Kompartimenten ist bisher bei der Zulassung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen nicht explizit vorgesehen.

Monitoringergebnisse mit guter Datenqualität können verwendet werden, um aussagekräftige Hinweise auf die P- und B-Eigenschaften eines Stoffes abzuleiten. Liegen neben Monitoringdaten auch Angaben zu den Eintragsmengen vor, können Aussagen über die Persistenz von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen abgeleitet werden (s. Abschnitt 4.1.1). Hierbei stellt sich das Problem, verlässliche Daten zu den eingesetzten Mengen eines Wirkstoffes zu generieren. Ein weiteres Problem besteht in dem zeitlich stark schwankenden Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, der die Auswertung von Konzentrationen erschwert, die in Oberflächengewässern gemessen wurden. Bei einer zeitlich sehr begrenzten Anwendung eines Pflanzenschutzmittels bieten zudem Einzelproben keine verlässlichen Informationen über die tatsächliche Gewässerbelastung. Die Monitoringprogramme sollten diesen saisonalen Schwankungen angepasst sein. Mischproben (z.B. über 14 Tage) liefern hierbei wesentlich verlässlichere Daten als Einzelproben, wenn auch eine kurzzeitige Spitzenkonzentration nicht erfasst werden kann.

Neben Konzentrationswerten in der Wasserphase sind auch Daten über die Gehalte von Wirkstoffen in limnischen Sedimenten und Biota notwendig, um die Belastung der Umwelt durch Pflanzenschutzmittel vollständig zu erfassen. Diese Daten wurden jedoch bisher in weit geringerem Maß ermittelt. Neben Daten aus Binnengewässern können auch Daten aus der marinen Umwelt aussagekräftige Informationen liefern.

Im Hinblick auf die existierenden Monitoringprogramme stellt sich die Situation aktuell so dar, dass durch die Bundesländer die Konzentrationen der derzeit zugelassenen Pflanzenschutzmittel Aclonifen, Esfenvalerat, Pendimethalin und Quinoxyfen mehrjährig in

der Wasserphase von Fließ- und Standgewässern untersucht wurden. Weiterhin wurden im Rahmen eines niedersächsischen Sondermessprogramms einmalig die Konzentrationen u.a. von Aclonifen, Bifenthrin, Esfenvalerat, Metaflumizon und Pendimethalin in Wildfischen ermittelt. Die Befunde für alle genannten Wirkstoffe waren negativ, wobei die Bestimmungsgrenzen bei 10 bzw. 20 µg/kg Frischgewicht (FG) lagen. Da bislang Umweltqualitätsstandards für die Belastung von Biota durch die genannten Stoffe nicht festgelegt wurden, stellt sich die Frage, inwieweit die erzielten Bestimmungsgrenzen ausreichend waren. Auf Grund der unsicheren Datenlage können aus diesen Messungen keine verlässlichen Hinweise auf eine fehlende Persistenz der genannten Stoffe in der Umwelt gezogen werden.

Im Rahmen des Bund-Länder Messprogramms Meeresumwelt (BLMP) wurde der derzeit in Deutschland zugelassene Pflanzenschutzwirkstoff Pendimethalin untersucht (Screening im August/September 2005). Alle Werte lagen unter der Bestimmungsgrenze. Die Datenlage lässt jedoch keine Rückschlüsse auf die nicht vorhandene Persistenz des Stoffes zu.

Daten über die bundesweite Belastung der Böden durch derzeit zugelassene Pflanzenschutzmittel liegen im Rahmen der Bodendauerbeobachtung nicht vor, da im Rahmen dieses Monitorings ausschließlich die Bodenkonzentrationen von Wirkstoffen untersucht werden, die unter die Stockholm-Konvention fallen.

Derzeit zugelassene Pflanzenschutzwirkstoffe wurden weiterhin im Rahmen des Falkeneimonitorings des Landes Baden-Württemberg von 2009 bis 2011 untersucht. Keine positiven Befunde waren hierbei für die derzeit bzw. bis vor kurzem zugelassenen Wirkstoffe Aclonifen, Bifenthrin, Esfenvalerat, Metaflumizon, Pendimethalin und Quinoxyfen zu verzeichnen. Läge für einen Wirkstoff z.B. eine Zeitreihe mit steigenden Konzentrationen vor, könnten hieraus - bei Kenntnis der Eintragsmengen - Schlüsse auf die Persistenzeigenschaften des Stoffes gezogen werden. Umgekehrt kann aus dem Vorliegen ausschließlich negativer Befunde jedoch nicht gefolgert werden, dass die genannten Stoffe keine P-Eigenschaften aufweisen. Hierzu sind Kenntnisse über die Bestimmungsgrenzen und die Anzahl der insgesamt untersuchten Proben, aber auch über die Eintragsmengen und die Anwendung der Wirkstoffe notwendig. Möglicherweise reichert sich auch der Stoff zwar nicht in Falkeneiern, aber in einem anderen bisher nicht untersuchten Umweltkompartiment an.

Weitere Hinweise auf den Verbleib eines Pflanzenschutzwirkstoffes in der Umwelt kann das Deutsche Bienenmonitoring liefern. So können positive Befunde in Bienenbrot erste Hinweise auf einen Eingang von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in die Nahrungskette liefern. 2010 und 2011 waren z.B. positive Befunde von Pendimethalin in Bienenbrot zu verzeichnen (Rosenkranz et al. 2010, 2012).

Untersuchungen über den Verbleib verschiedener derzeit zugelassener Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in unberührten Gebieten als Folge von Ferntransporten werden im Rahmen des Netzwerkes AMAP durchgeführt. Wie bei den Industriechemikalien besteht jedoch auch hier das Problem der Datenverfügbarkeit.

Tab. 14 Übersicht über die relevanten Monitoringprogramme zur Nutzung für die Stoffbewertung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen

Monitoringprogramm	Untersuchte Stoffe (soweit in Kap. 4 betrachtet)	Nutzung für die Stoffbewertung	Anmerkungen / Datenquellen
Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer (Wasserphase)	Aclonifen, Esfenvalerat, Pendimethalin, Quinoxyfen	Bei Vorliegen längerer Zeitreihen und Kenntnis über die Eintragsmengen sind ggf. Hinweise auf Persistenz ableitbar	Berichte der Bundesländer
Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer (Biotauntersuchungen)	Aclonifen, Bifenthrin, Esfenvalerat, Metaflumizon, Pendimethalin (jeweils einmalige Beprobung)	Qualitative Hinweise auf das Vorkommen in Biota Bei Vorliegen längerer Zeitreihen und Kenntnis über Eintragspfade und -mengen sind ggf. Hinweise auf Persistenz ableitbar	Berichte des Bundeslandes Niedersachsen
BMLP (Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt) (Untersuchungen in der Wasserphase)	2005 Pendimethalin	Auf Grund von Einzelwerten (eine Messung pro Probenahmeort) keine Hinweise auf die Persistenz ableitbar	Marine Umweltdatenbank MUDAB
Falkeneimonitoring (LUBW)	2009 – 2011 Aclonifen, Bifenthrin, Pendimethalin, Quinoxyfen, Esfenvalerat, Metaflumizon (ausschließlich negative Befunde)	Positive Befunde geben erste Hinweise auf Persistenz (weitere Prüfung erforderlich) Bei Kenntnis der Eintragspfade und -mengen sind genauere Hinweise auf Persistenz ableitbar	Berichte der LUBW, die vollständigen Untersuchungs-ergebnisse werden jedoch nicht veröffentlicht und sollten ggf. angefragt werden. Erweiterung der Stoffauswahl für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe ggf. sinnvoll
Deutsches Bienenmonitoring	2010 -2011 Pendimethalin (positive Befunde)	Positive Befunde geben Hinweise auf Risiko des Eintrages in die Nahrungskette Bei langjährigen Untersuchungsreihen und Kenntnissen über Eintragsmengen sind genauere Aussagen über Persistenz ableitbar	Zusammenfassung der Ergebnisse in jährlichen Berichten, detaillierte Daten sollten angefragt werden
AMAP (Artic Monitoring and Assessment Programme)	Verschiedene derzeit zugelassene Pflanzenschutzmittelwirkstoffe	Hinweis auf die Belastung unberührter Gebiete, d.h. Hinweis auf Persistenz und Ferntransportpotenzial ableitbar	Die Ergebnisse sind nicht vollständig öffentlich zugänglich. Monitoringdaten für verschiedene derzeit zugelassene PSM-Wirkstoffe wurden in einen Review veröffentlicht.

Anmerkung: zu Einzelheiten zu den Monitoringprogrammen und deren Datenquellen s. Kap. 2.

Biozide

Mit ihrem Inkrafttreten am 1. September 2013 hat die neue 2012 verabschiedete EU-Biozidverordnung (EU-Verordnung No. 528/2012; EU 2012) die bisher geltende EG-Richtlinie 8/98 (EG 1998) abgelöst (siehe Anlage 11 dieses Berichtes). Derzeit befinden sich zahlreiche Biozidwirkstoffe noch in einem Review-Programm. D.h. zahlreiche Wirkstoffe, die derzeit bewertet werden, wurden bereits produziert und angewendet und könnten damit in die Umwelt gelangt sein. Zahlreiche Biozidwirkstoffe sind auch als Pflanzenschutz- oder Tierarzneimittel zugelassen und könnten als Folge der Anwendung im Pflanzenschutz oder in der Tierhaltung in die Umwelt eingetragen worden sein. Da die Zulassung eines Biozidwirkstoffes jeweils für eine beantragte Produktart gilt, kann ein Stoff, der bereits für eine oder mehrere andere Produktarten zugelassen ist, in die Umwelt gelangt sein. Für einen Biozidwirkstoff, der sich derzeit im Review-Programm befindet oder dessen Neuzulassung beantragt wird, können daher zum Zeitpunkt des Genehmigungs-verfahrens Daten und Informationen über das Vorkommen in der Umwelt vorliegen. Da die Zulassung von Biozidwirkstoffen nach 10 Jahren erneuert werden muss, werden eine Dekade nach Abschluss der derzeit laufenden Review-Programm und Erstzulassungen entsprechend zahlreiche Genehmigungsverfahren auf Verlängerung anstehen. Für Biozidstoffe, die trotz ihrer PBT-Eigenschaften zugelassen wurden, läuft die Erstgenehmigung bereits nach fünf Jahren ab. Die in der Zwischenzeit aus Monitoring-programmen gewonnenen Daten und Informationen sollten für die anstehenden Verfahren zur Verlängerung von Genehmigungen genutzt werden.

Die neue Biozidverordnung (EU 2012) enthält keine Vorgaben zur Nutzung von Monitoringdaten für die PBT-Bewertung. Da noch keine überarbeiteten Leitfäden vorliegen, behalten die unter der alten Biozidverordnung (EG 1998) gültigen Leitfäden zunächst noch ihre Gültigkeit. In diesen wird die Nutzung von Monitoringdaten („information from field studies“) für die Abschätzung der Biokonzentration bzw. Bioakkumulation vorgesehen (EC 2000, EC 2003a; vgl. auch Anlage 11 dieses Berichtes). Empfehlungen für die Nutzung von Monitoringdaten zur Bewertung der Persistenz werden nicht explizit gegeben. Gemäß EC (2003a) können Monitoringdaten auch zur Überprüfung und Validierung der Ergebnisse aus der Expositionsabschätzung verwendet werden (s. Abschnitt 4.1.3).

Ähnlich wie bei REACH-Chemikalien werden Biozidwirkstoffe auf verschiedenen Pfaden in die Umwelt eingetragen. Auch hier empfiehlt sich eine stoffspezifische Betrachtungsweise in Abhängigkeit von den Anwendungsarten, für die der Wirkstoff zugelassen ist.

Derzeit werden in Deutschland keine spezifischen Biozid-Monitoringprogramme betrieben. Ein Teil der Biozidwirkstoffe wird jedoch im Rahmen der Pflanzenschutzmittel-Monitoringprogramme mit erfasst. Hierbei handelt es sich meist um Biozidwirkstoffe, die auch als Pflanzenschutzmittel zugelassen sind. Daher liegen Monitoringdaten über Biozidwirkstoffe mit PBT-Eigenschaften bisher nur in geringem Umfang vor. Am intensivsten wurden bisher Irgarol/Cybutryn (in 12 Bundesländern) und Fenpropimorph (in acht Bundesländern; auch als Pflanzenschutzmittel zugelassen), untersucht. Mehrjährig wurden die Konzentrationen der Wirkstoffe Bifenthrin, Cyfluthrin, Cypermethrin, Deltamethrin, Etofenprox, Flufenoxuron, Hexaflumuron, Imidacloprid, lambda-Cyhalothrin, Fenpropimorph und Cybutryn/Irgarol in Oberflächengewässern bestimmt. Bei Kenntnis der Eintragscharakteristik (Pfade, Mengen und zeitliche Verteilung des Eintrages) lassen sich bei guter Datenqualität ggf. aus den gemessenen Umweltkonzentrationen Hinweise auf die P-Eigenschaften dieser Stoffe ableiten. Bei komplexen Eintragsmustern setzt dies voraus,

dass die Eintragsmengen den relevanten Eintragspfaden zugeordnet werden können. Im Rahmen eines niedersächsischen Sondermessprogramms „Untersuchung von Fischen auf Pflanzenschutzmittel“ wurden einmalig in Wildfischproben die Konzentrationen u.a. von 18 Bioziden gemessen, die im Rahmen dieses Projektes betrachtet wurden. Die Untersuchungen ergaben ausschließlich negative Befunde, die auf Grund der unsicheren Datenlage nicht aussagekräftig sind (s.o., Abschnitt ‚Pflanzenschutzmittel‘).

Je nach Eintragspfad des betreffenden Biozids in die Umwelt könnten Monitoringdaten aus der marinen Umwelt ergänzende Informationen zur Bewertung der PBT-Eigenschaften von Biozidwirkstoffen liefern, soweit diese Daten von ausreichender Verlässigkeit sind. Relevant wären vor allem Langzeituntersuchungen zur Ermittlung von Trends und Untersuchungen, die Rückschlüsse auf den Eintrag in die Nahrungskette zulassen (parallele Untersuchung von Wasserproben, Sedimenten und Biota verschiedener trophischer Ebenen). Im Rahmen des Bund-Länder Messprogramms Meeresschutz (BLMP) wurden von 2002 bis 2004 Fenpropimorph und 2005 Irgarol in der Wasserphase untersucht. Auf Grund der durchweg negativen Befunde für Fenpropimorph können die Monitoringergebnisse die Einstufung als Stoff mit P-Eigenschaften nicht bestätigen. Für den Wirkstoff Irgarol liegen zu ca. 75% positive Befunde vor. Auf Grund der geringen Messfrequenz und der Kürze des Messzeitraums lassen sich aus diesen Ergebnissen keine belastbaren Trendaussagen ableiten. Untersuchungen zum Vorkommen der Wirkstoffe in der marinen Nahrungskette wurden nicht durchgeführt.

Mehrere der betrachteten PBT-(Verdachts-)Stoffe wurden im Rahmen terrestrischer Monitoringprogramme berücksichtigt. Clothianidin, Fenpropimorph, Fipronil, Imidacloprid und lambda-Cyhalothrin wurden 2010/2011 im Deutschen Bienenmonitoring untersucht. Es waren negative bzw. nur wenige positive Befunde für die genannten Stoffe zu verzeichnen. Hinweise auf einen Eintrag in die Nahrungskette lassen sich hieraus nicht ableiten. Bifenthrin, Brodifacoum und Difenacoum wurden im Rahmen des Falkeneimonitorings in Baden-Württemberg im Messzeitraum 2009 – 2011 untersucht. Die Ergebnisse ergaben für die drei Biozidwirkstoffe ausschließlich negative Befunde.

Im Rahmen der recherchierten nationalen und internationalen Monitoringprogramme wurden bisher – soweit feststellbar – keine Untersuchungen zum Verbleib der folgenden Biozidwirkstoffe in der Umwelt durchgeführt:

- Bromadiolon,
- Chloralose,
- Chlorphacinon,
- Difethialon
- d-trans-Allethrin,
- Flocoumafen,
- (Kupfer-)Pyrithion,
- Metofluthrin.

Die nächsten Jahre sollten genutzt werden, um die bestehenden Defizite bzgl. der Datenlage über den Verbleib von Bioziden in der Umwelt zu beheben. Hierzu wurde vom UBA ein entsprechendes F+E-Vorhaben aufgelegt (s. FKZ 3712 67 403 „Umweltbelastung durch

Biozideinträge: Erarbeitung der Eckpfeiler eines Monitoring-Messprogrammes für Einträge von Bioziden in die Umwelt“).

Tab. 15 Übersicht über die relevanten Monitoringprogramme zur Nutzung für die Stoffbewertung von Biozidwirkstoffen

Monitoringprogramm	Untersuchte Stoffe (soweit in Kap. 4 betrachtet)	Nutzung für die Stoffbewertung	Anmerkungen / Datenquellen
Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer (Wasserphase)	Mehrjährig: Cyfluthrin, Cypermethrin, Deltamethrin, Imidacloprid, lambda-Cyhalothrin, Fenpropimorph und Cybutryn/Irgarol Seit 2012 in einem Bundesland (Sachsen): Bifenthrin, Clothianidin, Etofenprox 2008 / 2009 in einem Bundesland (Rheinland-Pfalz): Flufenoxuron, Hexaflumuron	Bei Vorliegen längerer Zeitreihen und Kenntnis über die Eintragspfade und -mengen sind ggf. Hinweise auf Persistenz ableitbar	Berichte der Bundesländer
Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer (Biotauntersuchungen)	Abamectin, Bifenthrin, Chlorfenapyr, Clothianidin, Cyfluthrin, Cypermethrin, Allethrin, Deltamethrin, Phenothrin, Etofenprox, Fenpropimoprh, Fipronil, Flufenoxuron, Hexaflumeron, Imidacloprid, lambda-Cyhalothrin, Spinosad, Tetramethrin (es liegt jeweils ein Einzelwert vor)	Qualitative Hinweise auf das Vorkommen in Biota Bei Vorliegen längerer Zeitreihen und Kenntnis über Eintragspfade und -mengen sind ggf. Hinweise auf Persistenz ableitbar	Berichte der Bundesländer
Sedimentmonitoring BfG	Elbe: ab 2010 Fenpropimorph, Cybutryn/Irgarol Nur 2010: D-Allethrin	Bei Vorliegen längerer Zeitreihen oder durch Untersuchung von Tiefenprofilen und Kenntnis über Eintragspfade und -mengen sind ggf. Belege für die Persistenz ableitbar	Unveröffentlichte Daten der BfG Im Rahmen der Elbeuntersuchungen sind in begrenztem Umfang Rückstellproben vorhanden. Proben für Untersuchungen auf weitere Stoffe können künftig auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden.
BMLP (Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt) (Untersuchungen in der Wasserphase)	2002 – 2004 Fenpropimorph 2005 Cybutryn/Irgarol	Auf Grund des kurzen Messzeitraumes keine Hinweise auf die Persistenz ableitbar	Marine Umweltdatenbank MUDAB

Monitoringprogramm	Untersuchte Stoffe (soweit in Kap. 4 betrachtet)	Nutzung für die Stoffbewertung	Anmerkungen / Datenquellen
Deutsches Bienenmonitoring	2010 -2011 Clothianidin, Fenpropimorph, Fipronil, Imidacloprid, lambda-Cyhalothrin (negative bzw. wenige pos. Befunde)	Positive Befunde geben Hinweise auf Risiko des Eintrages in die Nahrungskette Bei langjährigen Untersuchungsreihen und Kenntnissen über Eintragsmengen sind genauere Aussagen über Persistenz ableitbar	Zusammenfassung der Ergebnisse in jährlichen Berichten, detaillierte Daten sollten angefragt werden
Falkeneimonitoring (LUBW)	2009 – 2011 Bifenthrin, Brodifacoum, Difenacoum	Positive Befunde geben erste Hinweise auf Persistenz (weitere Prüfung erforderlich) Bei Kenntnis der Eintragspfade und -mengen sind genauere Hinweise auf Persistenz ableitbar Für Hinweise auf einen Ausschluss von P-Eigenschaften bei negativen Befunden sind Kenntnis über Bestimmungsgrenzen und Anzahl der untersuchten Proben erforderlich	Berichte der LUBW, die vollständigen Untersuchungsergebnisse werden jedoch nicht veröffentlicht und sollten ggf. angefragt werden Erweiterung der Stoffauswahl für Biozide ggf. sinnvoll

Anmerkung: zu Einzelheiten zu den Monitoringprogrammen und deren Datenquellen s. Kap. 2.

Humanarzneimittel

Laut EG-Richtlinie 83/2001 (EG 2007b) ist eine Umweltrisikoabschätzung für Humanarzneimittel vorgeschrieben. Aus deren Ergebnisse erfolgen jedoch keine Konsequenzen für die Genehmigung eines Humanarzneimittels, d.h. im Prinzip wären auch Arzneimittel mit PBT-Eigenschaften zulassungsfähig. Bzgl. der Berücksichtigung der Umwelt im Rahmen der Pharmakovigilanz befindet sich die Gesetzeslage derzeit im Umbruch (s. Abschnitte 5.4.4 und 6.2.4).

Da ein Teil der Humanarzneimittel im menschlichen Körper nur unvollständig metabolisiert bzw. in der Kläranlage nur partiell abgebaut wird, wird eine Vielzahl von Wirkstoffen auch bei ordnungsgemäßer Anwendung in die Umwelt eingetragen. Neben den Wirkstoffen können auch deren Metaboliten und Abbauprodukte von ökotoxikogischer Bedeutung sein. Die derzeitigen Regelungen der Arzneimittelzulassung sind angesichts des mengenmäßig bedeutenden Eintrages von Wirkstoffen und Transformationsprodukten in Oberflächengewässer aus Sicht eines vorsorgenden Umweltschutzes korrekturbedürftig.

Die PBT-Bewertung von Humanarzneimitteln wird laut EMA/CHMP (2011) gemäß Annex XIII der REACH-Verordnung und REACH-Leitfaden R.11 durchgeführt (siehe Anlage 11 dieses Berichtes). Wie für REACH-Chemikalien beschrieben können Monitordingdaten also genutzt werden. Bei polaren Wirkstoffen erfolgt der Eintrag in die Umwelt im Wesentlichen über den Pfad Mensch → Kläranlage → Oberflächengewässer relativ kontinuierlich. Daher können für diese Substanzen aus dem Verhältnis von abgeschätztem Umwelteintrag zu der anhand von gemessenen Konzentrationen berechneten Fracht im Fließgewässer Rückschlüsse auf die Persistenz gezogen werden v (s. hierzu auch Abschnitte 4.1.1 und 5.1.2).

Für Arzneimittel mit adsorbierenden Eigenschaften kann zusätzlich der Eintrag über die Klärschlammverbringung auf Böden von Bedeutung sein. Ist ein Humanarzneimittel auch als Tierarzneimittel, Pflanzenschutzmittel, Biozid oder Chemikalie zugelassen, treten komplexere Eintragspfade in die Umwelt auf. Beispielsweise ist Permethrin nicht nur Bestandteil von Humanarzneimitteln, sondern ist auch in der Tiermedizin sowie Biozidwirkstoff zugelassen.

Mit Ausnahme des Landes Bremen wird das Vorkommen von Arzneimittelwirkstoffen in limnischen Oberflächengewässern in allen Bundesländern untersucht. Bisher werden jedoch nur wenige der hier betrachteten Humanarzneimittel im Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer berücksichtigt: Diclofenac, Gemfifrozil, Permethrin und Triclosan (Triclosan ist wie Permethrin auch in anderen Stoff-Regelungsbereichen zugelassen). Die Mehrzahl der in diesem Kapitel betrachteten Humanarzneimittel, die als PBT-Verdachtsstoffe eingestuft sind, wurden bisher in den Monitoringprogrammen nicht berücksichtigt (s. Tab. 12 und 16).

Diclofenac wird in fast allen Bundesländern untersucht und z.T. in hohen Konzentrationen vorgefunden. Die Untersuchungen umfassen neben Binnengewässern auch die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Teilweise liegen die Jahres- oder Gebietsmittelwerte über 0,1 µg/L, es wurden Maximalwerte bis über 1 µg/L gefunden. Gemfibrozil wird in sieben Bundesländern und Permethrin in einem Bundesland in der Wasserphase untersucht. Größtenteils sind keine Daten zu den durchgeführten Messungen öffentlich

zugänglich oder die Messwerte liegen unter der Bestimmungsgrenze. Triclosan wurde in vier Bundesländern untersucht, z.T. nicht nur in der Wasserphase, sondern auch in Schwebstoffen und Sedimenten. Die vorliegenden Befunde sind überwiegend positiv. Weiterhin ist Triclosan Bestandteil des Sedimentmonitorings der BfG an Elbe und Nebenflüssen. Bei der Mehrzahl der Proben oberflächennaher Sedimente sowie eines im Jahr 2012 untersuchten Bohrkerns sind positive Befunde zu verzeichnen. Auf Grund der kurzen Messzeiträume sind jedoch Hinweise auf Persistenz aus diesen Ergebnissen nicht ableitbar. Im Rahmen eines niedersächsischen Sondermessprogramms wurde die Belastung von Wildfischen mit Diclofenac und Permethrin ermittelt. Es wurden ausschließlich negative Befunde verzeichnet. Auf Grund der geringen Zahl an Probenahmen (eine bis zwei Probenahmen pro Entnahmeort) können aus diesen Messergebnissen keine belastbaren Aussagen abgeleitet werden. Das Transformationsprodukt Methyltriclosan wurde in Fisch- und Kormoranproben mit ausschließlich positiven Befunden untersucht. Durch die Umweltprobenbank wurde im Rahmen eines langjährigen Messprogramms die Belastung von Fisch durch Triclosan und Methyltriclosan ermittelt. Hierbei erwies die Belastung durch das Transformationsprodukt als wesentlich höher als durch Triclosan (s. Anlage 8 dieses Berichtes). Da das Humanarzneimittel-Monitoring bisher auf das Vorkommen der Wirkstoffe in der Wasserphase fokussiert ist, könnten erweiterte Untersuchungen des Klärschlamms unter Berücksichtigung von resultierenden Bodenbelastungen oder Untersuchungen des gereinigten Abwassers Kenntnisse über den Verbleib von sorbierenden Stoffen in der Umwelt liefern. Entsprechende Untersuchungsprogramme wie die Untersuchungen des Pfades Klärschlamm → Boden → Sickerwasser → Pflanze oder Untersuchungen in Bioakkumulationsteichen (Pfad gereinigtes Abwasser → Fisch), wie sie im Bundesland Bayern für Industriechemikalien durchgeführt werden, könnten Aufschluss darüber geben, inwieweit Arzneimittelwirkstoffe durch den Eintrag in Oberflächengewässer oder die Verbringung von Klärschlamm auf Böden in verschiedene Umweltkompartimente gelangen. Hierdurch könnten Kenntnisse über die Bioakkumulations- und Persistenzeigenschaften der untersuchten Wirkstoffe gewonnen werden. Um Hinweise auf P-Eigenschaften adsorbierender Arzneimittelwirkstoffe zu erhalten, sollten in Ergänzung zu den Untersuchungen in der Wasserphase Messungen von Schwebstoffen und Sedimenten durchgeführt werden.

Tab. 16 Übersicht über die relevanten Monitoringprogramme zur Nutzung für die Stoffbewertung von Humanarzneimittelwirkstoffen

Monitoringprogramm	Untersuchte Stoffe (soweit in Kap. 4 betrachtet)	Nutzung für die Stoffbewertung	Anmerkungen / Datenquellen[1)]
Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer (vorrangig Wasserphase)	Diclofenac, Gemfibrozil, Permethrin, Triclosan[2)] Schwebstoffe, Sedimente: Triclosan (nur kürzere Messreihen) Küstengewässer des Landes Mecklenburg-Vorpommern: Diclofenac	Bei Vorliegen längerer Zeitreihen und Kenntnis über die Eintragsmengen sind ggf. Hinweise auf Persistenz ableitbar.	Berichte der Bundesländer
Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer (Biotauntersuchungen)	Diclofenac, Permethrin, Methyltriclosan	Qualitative Hinweise auf das Vorkommen in Biota Bei Vorliegen längerer Zeitreihen und Kenntnis über Eintragspfade und -mengen sind ggf. Hinweise auf Persistenz ableitbar	Berichte der Bundesländer
Sedimentmonitoring von IKSR, FGG Elbe und BfG	Elbe: ab 2010 Triclosan, 2012 Untersuchung eines Bohrkerns	Bei Vorliegen längerer Zeitreihen oder durch Untersuchung von Tiefenprofilen und Kenntnis über Eintragspfade und -mengen sind ggf. Belege für die Persistenz ableitbar	Unveröffentlichte Daten der BfG Im Rahmen der Elbeuntersuchungen sind in begrenztem Umfang Rückstellproben vorhanden. Proben für Untersuchungen auf weitere Stoffe können künftig auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden.
Umweltprobenbank des Bundes (UPB)	Biota: Triclosan, Methyltriclosan (langjährige Zeitreihe)	Bei Kenntnis der Eintragspfade und -mengen sind Belege für die Persistenz ableitbar.	Veröffentlichung der Umweltprobenbank des Bundes

Erläuterungen: 1) zu Einzelheiten zu den Monitoringprogrammen und deren Datenquellen s. Kap. 2; 2) Die Anwendung nach anderen Regelungsbereichen ist für Permethrin und Triclosan mengenmäßig bedeutsamer.

Tierarzneimittel

Anders als bei Humanarzneimitteln kann bei Tierarzneimitteln als Konsequenz aus den Ergebnissen der Umweltrisikountersuchung die Genehmigung mit Auflagen verbunden werden. Ggf. kann die Zulassung auch versagt werden. Eine Zulassung wird zunächst für fünf Jahre erteilt. Wird deren Verlängerung stattgegeben, gilt diese unbegrenzt (vgl. Abschnitt 5.4.4 und 6.2.4 sowie Anlage 11).

Die PBT-Bewertung von Tierarzneimitteln wird wie in EMA/CVMP (2012) spezifiziert laut Annex XIII der REACH-Verordnung durchgeführt. Monitoringdaten können also genutzt werden.

Während Humanarzneimittelwirkstoffe fast ausschließlich über die Kläranlagen in die Umwelt gelangen, stellt sich der Eintrag von Tierarzneimittelwirkstoffen in die Umwelt komplexer dar. Tierarzneimittel gelangen u.a. durch die Ausbringung von Dung oder durch die Exkremente weidender Tiere in den Boden. Bei anschließender Auswaschung der Wirkstoffe kann ein Eintrag in Oberflächengewässer und Grundwasser erfolgen. Auch die direkte Exkretion in Gewässer ist möglich. In Aquakulturen eingesetzte Arzneimittel können u.a. über die Abläufe der Teiche in die Umwelt gelangen (Jœrgensen et al. 2000, Kövecses & Marcogliese 2005, EMEA/CVMP 2008a). Zudem sind zahlreiche Tierarzneimittel auch als Wirkstoffe in anderen Stoff-Regelungsbereichen zugelassen. Vier der hier betrachteten Tierarzneimittelwirkstoffe (s Tab. 12) sind auch im Rahmen der Pflanzenschutzmittelregulierung genehmigt, drei dieser Stoffe zusätzlich als Biozidwirkstoff. Nur drei der elf Wirkstoffe werden ausschließlich in der Tiermedizin eingesetzt. Die Wirkstoffe Permethrin und Tiamulinfumarat werden sowohl in der Human- als auch in der Tiermedizin angewandt (s. Tab. 12). Durch die hierdurch bedingte Breite der Anwendungsgebiete erhöht sich bei zahlreichen Wirkstoffen die Komplexität der Eintragspfade zusätzlich. In vielen Fällen wird es sich daher als schwierig erweisen, aus Monitoringdaten Hinweise auf PBT- Eigenschaften abzuleiten.

Spezifische Messprogramme öffentlicher Träger für Tierarzneimittelwirkstoffe konnten im Rahmen der durchgeführten Recherchen nicht ermittelt werden. Etliche Wirkstoffe werden jedoch im Rahmen des Arzneimittel- und des Pflanzenschutzmittel-Monitorings der Bundesländer berücksichtigt. Von den elf hier betrachteten Tierarzneimittelwirkstoffen werden bisher fünf Substanzen in den recherchierten Messprogrammen untersucht (s. Tab. 12 und 17). Die Konzentrationen von Deltamethrin und Permethrin werden in den Oberflächengewässern mehrerer Bundesländer bzw. eines Bundeslandes gemessen. Die Untersuchungsergebnisse sind jedoch nicht öffentlich zugänglich. Im Rahmen des in Abschnitt 4.1.2 beschriebenen niedersächsischen Sondermessprogramms „Untersuchung von Fischen auf Pflanzenschutzmittel“ wurden die Konzentrationen von fünf der betrachteten Tierarzneimittelwirkstoffe in Wildfischen untersucht: Amitraz, Deltamethrin, Emamectin, Metaflumizon und Permethrin. Die Messungen ergaben ausschließlich negative Befunde. Der Wirkstoff Metaflumizon wurde im Zeitraum 2009 bis 2011 im Rahmen des Falkeneimonitorings des Landes Baden-Württemberg untersucht. Auch bei diesen Messungen wurden ausschließlich negative Befunde verzeichnet (s. hierzu auch Abschnitt 4.1.2). Aus den vorliegenden Daten des Biotamonitorings lassen sich daher keine Hinweise auf B-Eigenschaften der betrachteten PBT-(Verdachts-)Stoffe ableiten.

Insgesamt liegen zu den betrachteten Tierarzneimittelwirkstoffen damit kaum aussagekräftige Monitoringdaten vor. Zudem wurden mehr als die Hälfte der betrachteten PBT-

Verdachtsstoffe in den recherchierten Messprogrammen bisher gar nicht berücksichtigt. Neben der fehlenden Datenlage besteht aufgrund der Komplexität der Eintragspfade das Problem, Umwelteinträge den relevanten Quellen zuzuordnen und Monitoringdaten entsprechend zu bewerten.

Für die Untersuchung des Eintrages von Tierarzneimitteln über den Bodenpfad in die Umwelt ist auf Grund des engen räumlichen Bezuges zwischen Eintragsquelle und Boden ein überregional angelegtes Monitoringprogramm nicht geeignet. Untersuchungen zum Eintrag in den Boden finden daher exemplarisch im Rahmen einzelner Projekte statt und wurden bisher nur in begrenztem Umfang durchgeführt. In öffentlicher Trägerschaft wurden bisher nur wenige Projekte zu dieser Fragestellung realisiert. So wurden 2000/2001 im Rahmen eines Projektes des Landes Baden-Württemberg Schweinegülle und Putenmist sowie langjährig mit Putenmist gedüngte Böden auf Arzneimittelkonzentrationen untersucht. Zu den untersuchten Stoffen gehörte jedoch keiner der hier betrachteten elf Tierarzneimittelwirkstoffe. Aus den wenigen durchgeführten Analysen von Bodenproben ließ sich zudem kein direkter Zusammenhang zwischen der Ausbringung von Putenmist und erhöhten Konzentrationen an Arzneimittelrückständen im Boden herstellen (LUBW/GVDW-TZW 2002).

Tab. 17 Übersicht über die relevanten Monitoringprogramme zur Nutzung für die Stoffbewertung von Tierarzneimittelwirkstoffen

Monitoringprogramm	**Untersuchte Stoffe (soweit in Kap. 4 betrachtet)**	**Nutzung für die Stoffbewertung**	**Anmerkungen / Datenquellen**
Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer (Wasserphase)	Deltamethrin, Permethrin	Bei Vorliegen längerer Zeitreihen und Kenntnis über die Eintragspfade und -mengen sind ggf. Hinweise auf Persistenz ableitbar	Berichte der Bundesländer
Oberflächengewässermonitoring der Bundesländer (Biotauntersuchungen)	Amitraz, Deltamethrin, Emamectin, Metaflumizon, Permethrin	Qualitative Hinweise auf das Vorkommen in Biota Bei Vorliegen längerer Zeitreihen und Kenntnis über Eintragspfade und -mengen sind ggf. Hinweise auf Persistenz ableitbar	Berichte der Bundesländer
Falkeneimonitoring	2009 – 2011 Metaflumizon	Aus positiven Befunden sind qualitative Hinweise auf Persistenz ableitbar Bei Kenntnis der Eintragspfade und -mengen sind genauere Hinweise auf Persistenz ableitbar Für Hinweise auf einen Ausschluss von P-Eigenschaften bei negativen Befunden sind Kenntnisse über Bestimmungsgrenzen und Anzahl der untersuchten Proben erforderlich	Berichte der LUBW, die vollständigen Untersuchungsergebnisse werden jedoch nicht veröffentlicht und sollten ggf. angefragt werden

Anmerkung: zu Einzelheiten zu den Monitoringprogrammen und deren Datenquellen s. Kap. 2

Nutzung der Umweltprobenbank des Bundes für die PBT-Bewertung

Eine umfassende Beschreibung der Struktur und der Messprogramme der Umweltprobenbank (UPB) wurde im Rahmen von Kap. 2 und 3 erstellt. Im Folgenden wird dargelegt, wie das Probenmaterial der Umweltprobenbank sich nutzen lässt, um zur Bewertung von Stoffen hinsichtlich ihrer P- und B-Eigenschaften beizutragen. Da eine Reihe von Stoffen (z.B. organische Chlorverbindungen wie Lindan, Hexachlorbenzol und Octachlorstyrol) im Rahmen des UPB-Programms auch im „real time"-Monitoring überwacht werden, können die verfügbaren Daten zu diesen Stoffen exemplarisch genutzt werden, um zu überprüfen, ob die Eigenschaften Persistenz und Bioakkumulation / Biomagnifikation durch die Monitoringdaten bestätigt werden. Weiterhin stehen Ergebnisse aus retrospektiven Untersuchungen zur Verfügung, in denen Zeitreihen analysiert wurden.

Untersuchung der Persistenz:

Grundsätzlich kann ein Monitoring in geeigneten Matrices der Umweltprobenbank dazu beitragen, die Persistenz von Stoffen z.B. durch Nachweis von Stoffen in emittentenfernen Regionen bzw. durch Nachweis in großem zeitlichem Abstand zur Emissionsquelle zu belegen. Hierzu gibt es prinzipiell verschiedene Möglichkeiten. Zum einen können über Jahre ansteigende Konzentrationen eines Stoffes in einer Probenart (z.B. in Brassen) bei konstanten Verbrauchsmengen und Anwendungsmustern als Indiz für die Persistenz des Stoffes dienen.

Auch die Untersuchung der Belastung von Sedimentkernen kann prinzipiell Informationen zur Persistenz von Stoffen liefern. Wenn bestimmte anthropogen eingetragene Stoffe in tieferen Sedimentschichten nachweisbar sind, ist von ihrer Persistenz auszugehen. Bei Hochwasserereignissen können im Sediment gebundene Stoffe auch wieder freigesetzt werden. Im Rahmen der Umweltprobenbank wurden bislang nur orientierende Untersuchungen an Sedimentkernen vorgenommen. Hierbei handelte es sich um eine einmalige Probenahme an den limnischen Standorten.

Ein nachgewiesener Langstreckentransport eines Stoffes kann ebenfalls ein Hinweis auf seine Persistenz sein. Die Nutzung der UPB für diese Fragestellung ist allerdings begrenzt, da die Probenahmegebiete innerhalb von Deutschland liegen und somit ein Langstreckentransport nur schwer nachzuweisen ist. Bei einer atmosphärischen Halbwertszeit von zwei Tagen ist ein Stofftransport über eine Strecke von ca. 800 km möglich (unter der Annahme einer mittleren Windgeschwindigkeit von 4,5 m/s). Die UPB-Probenahmegebiete sind jedoch in jeweils kürzerer Entfernung zu Ballungsräumen mit möglichen Emittenten. Auch der Nachweis eines möglichen Langstreckentransportes im Wasser ist schwierig und wäre allenfalls für Stoffe möglich, für die neben dem direkten Eintrag über den Wasserpfad ein gleichzeitiger Eintrag durch Deposition aus der Luft ausgeschlossen werden kann. Bei limnischen Fließgewässern besteht zudem das Problem, dass in der Regel ein Eintrag an zahlreichen Stellen entlang des Gewässers erfolgt. Auch für die Probenahmegebiete im marinen Bereich, insbesondere im Bereich der Nordsee, gilt, dass diese nicht ausreichend weit von potentiellen Emittenten entfernt sind.

Untersuchung der Bioakkumulation und Biomagnifikation:

Grundsätzlich kann ein Monitoring in geeigneten Matrices der UPB dazu beitragen, das Bioakkumulations- und Biomagnifikationspotenzial von Stoffen zu belegen. Gemäß den im REACH-Guidance-Dokument (ECHA 2012a) vorgesehenen Kriterien zählt dazu der Nachweis von Stoffen in Biota mit ansteigenden Konzentrationen in höheren trophischen Ebenen im Nahrungsnetz

(BMF > 1). Die Berechnung eines BAF ist dagegen nicht möglich, da in den aquatischen Ökosystemen der UPB kein Wasser beprobt wird. Eine BMF-Bestimmung ist am ehesten mit Biotaproben aus der Nordsee möglich, da hier für unterschiedliche trophische Ebenen repräsentative Spezies im räumlichen Zusammenhang beprobt werden.

Prinzipiell können für die Bestimmung von TMF Proben der Umweltprobenbank verwendet werden (s. Abschnitt 4.1.1). Allerdings wäre hierfür zur Abdeckung weiterer Trophiestufen eine Ausweitung der Probenahme auf weitere Organismen sinnvoll. Außerdem ist hierzu die Erhebung weiterer Daten erforderlich. Dazu gehören Analysen der Verhältnisse stabiler Isotope ($^{15}N/^{14}N$, $^{13}C/^{12}C$) zur genauen Bestimmung der trophischen Positionen der Organismen sowie begleitende Untersuchungen, um zu klären, inwieweit tatsächlich Nahrungsnetzbeziehungen zwischen den Probenarten der UPB bestehen (da teilweise räumliche Distanz zwischen Probenahmeflächen) und inwieweit die Untersuchung einzelner Gewebe Schlussfolgerungen für den Gesamtorganismus zulässt (z.B. Fischleber oder -filet als Maß für die Belastung des Gesamtfisches).

Für die terrestrischen Ökosysteme, die für die UPB beprobt werden, ist unter Umständen die Ableitung von Bioakkumulationsfaktoren für Regenwürmer möglich, da auch die Matrix Boden selbst beprobt wird. Ein Transfer in Pflanzen (Laub- bzw. Nadelbäume) könnte prinzipiell auch untersucht werden. Allerdings ist dies nur für Stoffe möglich, die eindeutig aus dem Boden stammen und nicht zusätzlich durch atmosphärische Deposition auf die Blätter bzw. Nadeln gelangen können. Hinsichtlich des Pfades Boden → Pflanze gibt es aber bislang keine Bewertungsmaßstäbe für das Kriterium Bioakkumulation.

Schlussfolgerungen für die Nutzung von Daten der Umweltprobenbank:

Die hier diskutierten Untersuchungen an UPB-Archivmaterial können zwar grundsätzlich auch an Proben aus einem „real time"-Monitoring durchgeführt werden. Der entscheidende Vorteil der archivierten UPB-Proben liegt jedoch darin, dass hier Material aus vielen Gebieten und einem langen Zeitraum schon vorhanden ist und direkt genutzt werden kann. Damit bietet sich die Möglichkeit, Daten mehrerer Jahre zu vergleichen und statistisch auszuwerten. Teilweise liegen für einen Zeitraum von bis zu 20 Jahren parallele Proben von Organismen unterschiedlicher Trophiestufen vor. Darüber hinaus erlaubt die Datenbank der UPB einen Vergleich mit Konzentrationen anderer Chemikalien in den Proben, die als Referenzstoffe dienen können, z.B. mit POPs oder auch anderen Stoffen, die retrospektiv untersucht wurden.

Im Hinblick auf die in Kap. 4 betrachteten Stoffe ist anzumerken, dass für eine Reihe von Industriechemikalien Ergebnisse zu Untersuchungen von Biota der liminischen, marinen und teilweise auch der terrestrischen Umwelt (incl. Bodenkonzentrationen) vorliegen. Durch die Untersuchung mariner Biotaproben konnten Biomagnifikationsfaktoren für PFOS abgeschätzt werden. Für HBCDD und TBT wurden einhergehend mit sinkenden Eintragsmengen zeitlich abnehmende Konzentrationen in marinen Biota festgestellt, d.h. die Ergebnisse lieferten keine Hinweise auf Persistenz. Aktuell zugelassene Pflanzenschutzmittelwirkstoffe wurden bisher nicht untersucht. In limnischen Biotaproben wurde bislang als einziges Tierarzneimittel Malachitgrün und dessen Transformationsprodukt Leukomalachitgrün untersucht.

Schlussfolgerungen für die Nutzung von Monitoringdaten für die Stoffbewertung und –regulierung

Die derzeit in Deutschland existierenden Monitoringprogramme sind – mit Ausnahme der Umweltprobenbank – nicht darauf ausgelegt, Daten und Informationen zur Nutzung für die

PBT-Bewertung der untersuchten Stoffe zu liefern, da sie zu anderen Zwecken betrieben werden. Ziele der Programme sind vielmehr die Erfüllung von Überwachungspflichten z.B. nach der WRRL und der Abgleich der gemessenen Umweltkonzentrationen mit den entsprechenden Umweltqualitätsnormen. Im Rahmen von Sondermessprogrammen werden häufig kürzere Messreihen durchgeführt, um einen allgemeinen Überblick über eine Schadstoffbelastung wie z.B. die Verteilung einer räumlichen Belastung zu erhalten oder ein erstes Screening für eine Stoffgruppe durchzuführen. Aus den Daten einiger Programme können bei Kenntnis von Eintragspfaden und -mengen zumindest qualitative Hinweise auf P-Eigenschaften abgeleitet werden. Die Mehrzahl der Monitoringprogramme liefert jedoch keine Daten, auf Grund derer Rückschlüsse auf die B-Eigenschaften der untersuchten Stoffe gezogen werden können. Im Einzelnen wurden in Hinblick auf die PBT-Bewertung die folgenden nutzbaren Ansätze und Defizite der Monitoringprogramme festgestellt:

- Langjährige Trends von Konzentrationen in Oberflächengewässern können bei Kenntnis *der Eintragsmengen Aufschluss über die P-Eigenschaften von polaren Stoffen geben, die* konstant über Kläranlagen in die Umwelt eingetragen werden.
- Zahlreiche neuere Substanzen werden bisher in den deutschen Monitoringprogrammen noch nicht berücksichtigt. Eine Erweiterung der Programme um bisher nicht untersuchte PBT-(Verdachts-)Stoffe ist daher sinnvoll.
- Für eine optimale Nutzung der Daten aus dem Oberflächengewässermonitoring der Länder ist die Auswahl repräsentativer Messstellen eine wichtige Voraussetzung, um aussagekräftige Messergebnisse zu erhalten. Hierbei sind die Anwendung und die Eintragsquellen einer Substanz zu berücksichtigen. Für Humanarzneimittel und primär über das Abwasser eingetragene Biozide sollten auch Messstellen in Oberflächengewässern mit einem hohen Abwasseranteil ausgewählt werden. Die Umweltkonzentrationen von Industriechemikalien sollten an repräsentativen Messstellen von Fließgewässern untersucht werden, an denen Einträge erfolgen. Wegen der zeitlich stark schwankenden Einträge von Pflanzenschutzmitteln sollten Monitoringstationen mit der Möglichkeit der Mischprobenahme ausgewählt werden, um verlässliche Aussagen zu Jahresfrachten zu erhalten.
- Gute Voraussetzungen zur Identifizierung von P-und B-Eigenschaften von Substanzen bietet die Umweltprobenbank, in der zahlreiche Biotaproben über längere Zeiträume archiviert werden. Auf Grund der Rückstellproben können auch neue Stoffe untersucht und hieraus Hinweise auf P- und B-Eigenschaften abgeleitet werden.
- Von der Umweltprobenbank abgesehen fehlen systematische Untersuchungen von PBT-(Verdachts-)Stoffen in Biota weitgehend. Monitoringergebnisse für die limnische Umwelt, die als Beleg für die B-Eigenschaften eines Stoffes genutzt werden können, liegen von Seiten der Bundesländer bisher nur für PFOS vor. Weiterhin werden im Monitoring der deutschen Küstengewässer sowohl abiotische als auch biotische Proben untersucht. Es ist zu prüfen, inwieweit dieses Monitoring auf Grund seiner Untersuchungsbedingungen (z.B. ortsgleiche Probenahme in verschiedenen Kompartimenten) geeignete Daten für die PBT-Bewertung liefern kann und inwieweit eine Erweiterung der jetzigen Stoffauswahl möglich ist.
- Die in Deutschland betriebenen Sedimentmonitoringprogramme bieten die Möglichkeit, durch die Untersuchung von Tiefenprofilen oder Rückstellproben auch Aussagen zur

Persistenz neu zugelassener oder neu in den Fokus gerückter PBT-(Verdachts-)Stoffe herzuleiten. Diese Optionen sollten entsprechend genutzt werden. Das Sedimentmonitoring der Länder wurde in Kap. 2 beschrieben. Eine Erweiterung der Stoffauswahl, vor allem unter Berücksichtigung neu in den Fokus gerückter PBT-(Verdachts-)Stoffe, sollte den Trägern der Monitoringprogramme empfohlen werden.

- Die Nutzung von Daten aus dem Bodenmonitoring kann für Stoffe geeignet sein, wenn der Haupteintrag über den Luftpfad erfolgt und lokale Einflüsse ausgeschlossen werden können. Um Aussagen über die Persistenz eines Stoffes machen zu können, sind Kenntnisse über die Eintragsquellen und -mengen erforderlich. Da die Anreicherung im Boden verglichen mit dem Verbleib von Stoffen in Oberflächengewässern und Gewässersedimenten über einen relativ langen Zeitraum erfolgt, wird das Bodenmonitoring für neue PBT-(Verdachts-)Stoffe in vielen Fällen von nachrangiger Bedeutung sein.
- Gute Optionen bietet der Ansatz der Bioakkumulationsteiche. Bei zeitlich abgestimmten Probenahmen von Wasser und Biota könnten die Aussagen zu B-Eigenschaften verfeinert werden. Der Ansatz ist grundsätzlich für alle Stoffe geeignet, die über Kläranlagen in Oberflächengewässer eingetragen werden und zur Bioakkumulation neigen.
- Gelangen adsorbierbare Stoffe über Kläranlagen in die Umwelt, kommt eine erweiterte Klärschlammuntersuchung zum Nachweis der P-Eigenschaften in Betracht, die den Eintrag in den Boden und ggf. in Pflanzen mit einschließt.
- Einen guten Ansatz für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe bietet das Deutsche Bienenmonitoring. Nachweise im Bienenbrot (fermentierter Blütenpollen) lassen erste Rückschlüsse auf die Persistenz von Wirkstoffen zu, die an Hand von Zeitreihen weiter verifiziert werden sollten.
- Nutzbare Informationen für die Bewertung der P-Eigenschaften bietet das Falkeneimonitoring, sofern eine genügende Anzahl an Proben über mehrere Jahre untersucht wurde und Kenntnisse über die zeitliche Entwicklung der Eintragsmengen vorliegen.
- Monitoringprogramme in unberührten Gebieten können Daten und Informationen liefern, die Rückschlüsse auf P-Eigenschaften bzw. das Ferntransportpotenzial eines Stoffes zulassen. Auf Grund der Entfernung zu möglichen Eintragsquellen bieten hierzu die Monitoringprogramme der Arktis die besten Voraussetzungen (AMAP). Die Nutzung dieser Daten über die arktische Umwelt wird jedoch dadurch erschwert, dass ein großer Teil der Monitoringergebnisse nicht öffentlich zugänglich ist. Es wird empfohlen, dass das UBA sich z.B. im Rahmen einer Kooperation oder Mitgliedschaft im Netzwerk einen direkten Zugang zu den Daten ermöglicht. Weniger verlässliche Hinweise, da begrenzt auf den innereuropäischen Ferntransport, können aus den Ergebnissen des Monitorings der Alpen entnommen werden. Bedingt geeignete Informationen bietet das Europäische Monitoringprogramm EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme), das ausschließlich Luftkonzentrationen und Depositionsraten erfasst.

4.1.3 Fragen der Stoffregulierung: Nutzung von Monitoringdaten zur Ergänzung und Validierung von PEC-Werten

Im folgenden Abschnitt werden die gesetzlichen Grundlagen für die Nutzung von Monitoringdaten anstelle von bzw. ergänzend zu vorhergesagten Umweltkonzentrationen für die Umweltrisikoabschätzung im Rahmen der Zulassungsverfahren für die verschiedenen Stoffgruppen dargestellt. Es wird darauf eingegangen, inwieweit und unter welchen Bedingungen die Ergebnisse von Monitoringprogrammen verwendet werden können. Dabei liegt der Fokus aufgrund der deutlich besseren Datenlage auf Monitoringprogrammen zu Oberflächengewässern.

Um generelle Aspekte zu beleuchten, die bei der Verwendung von gemessenen anstelle von / ergänzend zu vorhergesagten Substanzkonzentrationen relevant sind, wird an einigen Stellen exemplarisch auf Veröffentlichungen eingegangen, in denen gemessene und vorhergesagte Substanzkonzentrationen verglichen werden. Bei den in diesen Veröffentlichungen ausgewerteten gemessenen Substanzkonzentrationen handelt es sich jedoch nicht um die Ergebnisse von Monitoringprogrammen, sondern um Forschungsarbeiten.

Industriechemikalien

In der Expositionsabschätzung für Chemikalien besteht die Möglichkeit, gemessene Substanzkonzentrationen (d.h. measured environmental concentrations, MECs) zu verwenden. Das bedeutet, dass auch die Ergebnisse aus Monitoringprogrammen verwendet werden könnten. Im REACH-Leitfaden Teil D (ECHA 2012b, Abschnitt D.5.2) wird festgestellt, dass die Expositionsabschätzung idealerweise auf gemessenen Daten für die betreffende Substanz und alle relevanten Szenarien beruhen würde. Dies wird damit begründet, dass gemessene Daten, die für das betreffende Szenario repräsentativ sind, ein realistischeres Bild der aus der tatsächlichen Anwendung resultierenden Substanzkonzentrationen geben als vorhergesagte Konzentrationen. Wenn nicht für jedes Szenario gemessene Daten vorliegen, kann die Expositionsabschätzung auf einer Kombination von gemessenen und vorausgesagten Daten (predicted environmental concentrations, PECs) basieren. Im REACH-Leitfaden R.16 (ECHA 2012c, Abschnitt R.16-4) wird das weiter spezifiziert: Monitoringdaten können zur Interpretation der Ergebnisse der Expositionsmodellierung herangezogen werden. Wenn sie repräsentativ sind, können sie auch anstelle von PEC-Werten verwendet werden.

Es wird außerdem die Möglichkeit erwähnt, für die Expositionsabschätzung gemessene Daten für eine andere Substanz mit ähnlichen physikalisch-chemischen Charakteristika zu verwenden. Gemessene Daten können auch verwendet werden, um die Effektivität von Risikominderungsmaßnahmen auszuwerten (ECHA 2012b).

Für die Verwendung von Monitoringdaten in der Risikobewertung muss eine Reihe von Bedingungen erfüllt werden. Zunächst wird die Qualität der Daten ausgewertet, wobei Kriterien wie die Probenahme, die chemisch-analytische Methode, die Bestimmungsgrenze, die Genauigkeit und die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse wichtig sind. Es müssen außerdem Informationen zur Probenahmehäufigkeit und zu den Charakteristika des betreffenden Umweltkompartiments vorliegen. Wichtig ist außerdem die Zuordnung der Monitoringdaten zu dem entsprechenden Expositionsszenario. Neben geografischen Daten müssen Informationen zu Einleitungsstellen und für lokale Szenarien auch zu Einleitungsvolumina vorhanden sein (siehe Tab. R.16-2 in ECHA 2012c).

Wenn alle Anforderungen an die Monitoringdaten erfüllt sind, werden die Monitoringdaten mit den PEC-Werten für das betreffende Szenario verglichen. Mögliche Unterschiede zwischen MEC- und PEC-Werten werden analysiert. Wenn PEC und MEC ähnlich hoch sind, wird der zuverlässigere Wert verwendet. Ist der PEC-Wert höher als der MEC-Wert, wird er verwendet, wenn gezeigt werden kann, dass das betreffende Szenario keine unrealistische *worst case*-Situation abbildet. Wenn der MEC-Wert höher als der PEC-Wert ist, werden mögliche Ursachen analysiert (z.B. natürliche Quelle für die Substanz, andere Einträge, die Substanz ist ein Metabolit einer anderen Substanz, Remobilisierung aus anderem Kompartiment). Sind die gemessenen Daten zuverlässig und repräsentativ, werden sie an Stelle der PEC benutzt (ECHA 2012c, Abschnitt R.16.6.6.9).

Die Nutzung von Ergebnissen aus Monitoringprogrammen für Industriechemikalien zur Ergänzung und Validierung von PEC-Werten wird durch die Vielfalt der möglichen Eintragspfade erschwert (siehe auch Abschnitt 4.1.2), die bei einem Vergleich von gemessenen und vorhergesagten Konzentrationen berücksichtigt werden müssen. Wenn keine detaillierten Informationen zu möglichen Eintragspfaden im Untersuchungsgebiet vorliegen, ist die Nutzung von Monitoringdaten am ehesten dann möglich, wenn Chemikalien primär oder ausschließlich über Kläranlagen in Oberflächengewässer eingetragen werden. Auch in diesem Fall muss wie oben dargestellt eine Zuordnung zu einem Expositionsszenario möglich sein und es müssen Informationen zu Einleitungsstellen und (für lokale Szenarien) Einleitungsvolumina vorliegen. Wenn das Umweltbundesamt Zugang zu diesen Informationen für das untersuchte Oberflächengewässer hat, können die betreffenden Monitoringdaten verwendet werden, um vorhergesagte Konzentrationen kritisch zu überprüfen und realistischere Informationen über die Konzentration der betreffenden Substanz in Oberflächengewässern zu erhalten.

Anhand eines veröffentlichten Beispiels soll kurz ausgeführt werden, wie Monitoringdaten zur Überprüfung von PEC-Werten genutzt werden können. Für den polyzyklischen Moschusersatzstoff Tonalid verglichen Liebig (2005) und Liebig et al. (2006) vorausgesagte und gemessene Konzentrationen in Oberflächengewässern. Zur Ermittlung der vorausgesagten Konzentration in Oberflächengewässern (PEC_{SW}) wurde das Programm EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances), Version 2 verwendet (EC 2004a). Die gemessenen Werte stammen aus der Literatur und wurden nach EC (2003a) hinsichtlich ihrer Eignung überprüft (siehe Abschnitt 4.1.3). Mit der mittels EUSES berechneten PEC_{SW} (67 ng/L) wurden die tatsächlichen Konzentrationen in Oberflächengewässern unterschätzt (Mittelwert der 90%-Perzentilwerte für verschiedene Gewässer: 311 ng/L). Das könnte daran liegen, dass bei der Berechnung mit EUSES aufgrund des hohen K_{OW}-Werts von einer Adsorption an Klärschlamm und damit einer Elimination aus der Wasserphase ausgegangen wird, die tatsächlich nicht in diesem Ausmaß stattfindet (Liebig 2005).

Pflanzenschutzmittel

Wie im Abschnitt 4.1.2 und in Anlage 11 dargestellt ist für Pflanzenschutzmittel die Verwendung von Monitoringdaten nur zur Überprüfung eines möglichen Eintrags ins Grundwasser und im Rahmen des Nachzulassungsmonitorings (siehe auch Abschnitt 6.2.2) vorgesehen (EG 2009a, EU 2011d). Das bedeutet, dass eine Nutzung von Monitoringdaten anstelle von bzw. ergänzend zu vorhergesagten Pflanzenschutzmittelkonzentrationen in Oberflächengewässern nicht vorgesehen ist.

Solch eine Verwendung von Monitoringdaten – z.B. zur kritischen Überprüfung vorhergesagter Pflanzenschutzmittelkonzentrationen in Oberflächengewässern – wäre auch schwierig. Das liegt zum einen daran, dass die Pflanzenschutzmittelkonzentrationen in Oberflächengewässern sehr stark schwanken (vgl. auch Abschnitt 4.1.2). Typisch sind Pulsbelastungen mit kurzzeitigen Belastungsspitzen, deren Dauer nur wenige Stunden bis Tage beträgt (Schulz 2011, Munz et al. 2012). Dabei sind die Belastungsspitzen für Insektizide i.d.R. von kürzerer Dauer als jene für Herbizide und Fungizide (Schulz 2011). Um diese Belastungsspitzen zu erfassen, sind spezielle Monitoringprogramme mit einer hohen Probenahmefrequenz bzw. ereignisgesteuerter Probenahme erforderlich (Schulz 2011). Durch Mischproben über längere Zeiträume können Konzentrationsspitzen, die z.B. bei Regenereignissen auftreten, erfasst werden. Die Maximalkonzentrationen werden dann aber unterschätzt (Munz et al. 2012).

Zum anderen ist die Pflanzenschutzmittelbelastung in kleinen, landwirtschaftlich beeinflussten Gewässern am höchsten (Schulz 2011, Munz et al. 2012). Dementsprechend wird auch die Expositionsabschätzung im Rahmen der Pflanzenschutzmittelzulassung für solche Gewässer durchgeführt. Modellgewässer für die FOCUS-Modelle, die von Arbeitsgruppen des FOrum for Co-ordination of pesticide fate models and their USe (FOCUS) entwickelt wurden und für die Expositionsabschätzung im Rahmen der Pflanzenschutzmittelzulassung eingesetzt werden, sind z.B. ein 1 m breiter, 100 m langer und 30 cm tiefer Graben, ein 1 m breiter, 100 m langer und 30 - 50 cm tiefer Bach und ein 30 x 30 m großer, 1 m tiefer Teich (EC 2003b). In den aktuellen Monitoringprogrammen der meisten Bundesländer werden jedoch überwiegend größere Gewässer untersucht (Schulz 2011). In einigen Bundesländern werden auch kleine, belastete Gewässer erfasst wie z.B. in den Messprogrammen „Pflanzenschutzmittel, kleine Fließgewässer“ in Bayern, „Monitoring von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in hessischen Fließgewässsern“, „Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern“ in Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen und im Sondermessprogramm „Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern“ in Rheinland-Pfalz. Die Länder NRW und Sachsen-Anhalt betreiben zwar kein ausgesprochenes Pflanzenschutzmittelmonitoring, die Konzentrationen von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in einigen kleinen Fließgewässern werden jedoch im Rahmen des kontinuierlichen Oberflächengewässermonitorings untersucht (siehe Anlage 2.3).

Wie im vorigen Abschnitt für die Industriechemikalien ausgeführt, ist es auch für Pflanzenschutzmittel wichtig, Monitoringdaten einem Expositionsszenario zuzuordnen und Informationen über die eingesetzten Pflanzenschutzmittelmengen und Eintragspfade zu haben.

Anhand des folgenden Beispiels aus der wissenschaftlichen Literatur können etliche Aspekte identifiziert werden, die bei einer Verwendung von gemessenen Umweltkonzentrationen zur kritischen Überprüfung von PEC-Werten für Pflanzenschutzmittel beachtet werden müssen.

Knäbel et al. (2012) verglichen gemessene Umweltkonzentrationen für Oberflächenwasser (PEC_{SW}) und Sediment ($PEC_{sed.}$) für 17 Pflanzenschutzmittel mit den entsprechenden

PEC-Werten, die mit dem FOCUS-Modellen (Stufen 1 - 4[20]) vorhergesagt wurden. Insgesamt wurden 122 gemessene Umweltkonzentrationen berücksichtigt, die Anzahl der Daten pro Substanz war also relativ gering. Die MEC-Daten stammen aus Frankreich, Deutschland, Italien, den USA, Südafrika und Argentinien. Es wurden nur Studien verwendet, die Informationen zu Klima, Landschaft, angebauten Pflanzen sowie Einsatz und Eintragspfaden von Pflanzenschutzmittel enthielten. In der Arbeit von Knäbel et al. (2012) gibt es keine Informationen zur Überprüfung der Qualität der recherchierten MEC-Werte (und damit ihrer Eignung für die Umweltrisikoabschätzung). Für den Vergleich mit den PEC-Werten verwendeten Knäbel et al. (2012) die gemessenen Maximalkonzentrationen, und zwar einen Wert je Eintragsereignis.

Zu jedem MEC-Wert wurde ein entsprechender PEC-Wert generiert. Dafür wurden Expositionsabschätzungen mit den FOCUS-Standardszenarien der Stufen 1 bis 4 für alle Kombinationen aus Nutzpflanze und Szenario durchgeführt, die für die entsprechende Feldstudie relevant waren. Die maximalen PEC-Werte wurden ausgewählt und mit den gemessenen MEC-Werten verglichen. Zusätzlich zu den Standardszenarien wurde auf Stufe 3 eine realistische Berechnung durchgeführt, bei der alle aus den Feldstudien verfügbaren Informationen zu Pflanzenschutzmitteleinsatz, Klima, Landschaft und Wasserkörper verwendet wurden.

Die meisten mit FOCUS Stufe 1 und 2 ermittelten PEC-Werte lagen deutlich über den entsprechenden MEC-Werten (Stufe 1: 96%, Stufe 2: 86%). Bei Berechnung mit dem Stufe 3-Standardszenario lagen immer noch 77% der PEC_{SW}-Werte über den gemessenen Konzentrationen, 23% der MEC-Werte wurden durch die PEC_{SW}-Werte unterschätzt. Mit FOCUS-Stufe 4 wurden bereits 31% der MEC_{SW}-Werte unterschätzt, mit der realistischen Stufe 3-Abschätzung sogar 43%. Mit allen FOCUS-Szenarien wurden dabei die gemessenen Konzentrationen von Pyrethroiden in der Wasserphase stärker unterschätzt als jene von Organochlor- und Organophosphat-Pestiziden, was laut Knäbel et al. (2012) durch eine nicht ausreichende Berücksichtigung des partikelgebundenen Transports bedingt ist. Für die Sedimentkonzentrationen war das Bild ähnlich, der Anteil der PEC-Werte, die unter den gemessenen Konzentrationen lagen, war jedoch noch höher (Stufe 3: 42%, Stufe 4: 49%, Stufe 3, realistisch: 78%).

Insgesamt schließen Knäbel et al. (2012) aus den Daten, dass die FOCUS-Modelle sich nicht zur zuverlässigen Vorhersage von Umweltkonzentrationen eignen und schlagen eine Überprüfung und Modifikation der Modelle vor.

An der Arbeit von Knäbel et al. (2012) gab es einige Kritikpunkte (Bach & Hollis 2013, Reichenberger 2013; siehe dazu auch Antworten von Knäbel et al. 2013a, b). Unter anderem kritisierten Bach & Hollis (2013), dass etliche der verwendeten Feldstudien sich nicht für den Vergleich mit den vorhergesagten Konzentrationen eignen, da die Pflanzenschutzmittel an den untersuchten Standorten nicht nur über Oberflächenabfluss, Drainage und Sprühabtrift in die

[20] Die FOCUS-Modelle der Stufen 1 bis 4 wurden für den mehrstufigen Prozess der Umweltrisikobewertung entwickelt. Während die FOCUS-Modelle der Stufe 1 sehr einfach sind und extreme *worst case*-Bedingungen abbilden, nimmt die Komplexität und Realitätsnähe der Modelle mit zunehmender Stufe zu (Stufe 2: u.a. Berücksichtigung des Abbaus von Substanzen zwischen zwei aufeinanderfolgenden Applikationen, Stufe 3: realistische *worst case*-Bedingungen, Stufe 4: u.a. Berücksichtigung von Risikominderungsmaßnahmen; EC 2003b).

Gewässer eingetragen werden, sondern auch über zusätzliche Eintragspfade wie z.B. Hofablauf und ins Gewässer zurückfließendes Bewässerungswasser. Außerdem fehlen in den ausgewerteten Studien z.T. detaillierte Informationen zur Probenahme. Ein weiterer wichtiger Kritikpunkt ist, dass für den Vergleich wie oben erwähnt nur die gemessenen Maximalkonzentrationen herangezogen wurden (Bach & Hollis 2013). Reichenberger (2013) kritisierte, dass kein ausreichender Abgleich der Bedingungen in den Feldstudien (Art des Wasserkörpers, Applikationsrate des Pflanzenschutzmittels u.a.) mit jenen in den FOCUS-Szenarien durchgeführt wurde. Aus unserer Sicht sind v.a. die fehlenden Informationen zur Qualität der recherchierten MEC-Werte und die Verwendung von einem Einzelwert je Eintragsereignis kritisch.

Biozide

Die Vorgaben für die Nutzung von gemessenen anstelle von bzw. ergänzend zu vorhergesagten Umweltkonzentrationen laut der neuen Biozidverordnung (EU 2012), die am 1. Sept. 2013 in Kraft trat, sind den Vorgaben für Industriechemikalien (s.o.) sehr ähnlich. Bei der Ermittlung der PEC bzw. bei der qualitativen Expositionsabschätzung (die durchgeführt wird, wenn keine PEC ermittelt werden kann) sollen „auf geeignete Weise gemessene, repräsentative Expositionsdaten“ berücksichtigt werden (EU 2012, S. 114). In den „Technical notes for guidance“ (EU 2011c) wird spezifiziert, dass PEC-Werte auf Basis geeigneter gemessener Umweltkonzentrationen angepasst werden können. In diesem Zusammenhang wird auf das „Technical guidance document“ (EC 2003a) verwiesen. Die in EC (2003a) empfohlene Vorgehensweise entspricht der Vorgehensweise laut REACH-Leitfaden R.16 (ECHA 2012c), die im Abschnitt 4.1.3 beschrieben ist. Auch die Berücksichtigung von Monitoringdaten zu Stoffen „mit analogen Verwendungs- und Expositionsmustern oder analogen Eigenschaften“ ist möglich (EU 2012).

Aufgrund der unterschiedlichen Anwendungsbereiche für Biozide gibt es eine Vielzahl von Eintragspfaden und entsprechenden Produkttyp-spezifischen Expositionsszenarien (Kahle & Nöh 2009, EU 2011c, Mason 2011). Um Ergebnisse aus Monitoringprogrammen zur Ergänzung / Validierung von PEC-Werten zu nutzen, müssen detaillierte Informationen zu den relevanten Eintragspfaden im Untersuchungsgebiet vorliegen. Für Biozide ist auch zu berücksichtigen, dass viele Wirkstoffe auch in anderen Bereichen (z.B. als Industriechemikalien oder Pflanzenschutzmittel) eingesetzt werden (vgl. z.B. Kahle & Nöh 2009 und Abschnitt 5.1.2). In diesem Zusammenhang könnten Monitoringdaten wichtige Hinweise zur kumulativen Gewässerbelastung geben.

Humanarzneimittel

Im Rahmen der Umweltrisikoabschätzung für Humanpharmaka laut EMEA/CHMP (2006) ist keine Verwendung von Monitoringdaten anstelle von PEC-Werten vorgesehen.

Die Ergebnisse aus Monitoringprogrammen könnten jedoch genutzt werden, um PEC-Werte kritisch zu überprüfen. Dies soll im Folgenden anhand von einem Beispiel aus der wissenschaftlichen Literatur illustriert werden.

Liebig (2005) und Liebig et al. (2006) führten für vier Pharmaka (17-alpha-Ethinylöstradiol, Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Iopromid) eine vergleichende Auswertung von vorausgesagten und gemessenen Konzentrationen in Oberflächengewässern durch. Die PEC_{SW} wurden wie folgt ermittelt:

a) mit der Formel zur PEC-Abschätzung laut Diskussionspapier zur Umweltrisikobewertung von Humanpharmaka (EMEA/CPMP 2001),

b) mit der Formel zur PEC-Abschätzung in Phase I der Umweltrisikobewertung von Humanpharmaka laut Richtlinienentwürfen der EMEA/CPMP (2003) bzw. EMEA/CHMP (2005),

c) mit dem EUSES-Modell (EC 2004a).

Im folgenden Text wird für die Pharmaka mit Ausnahme des Röntgenkontrastmittels Iopromid auf die PEC-Abschätzung laut Phase I der Umweltrisikobewertung von Humanpharmaka (EMEA/CPMP 2003, EMEA/CHMP 2005) und für Iopromid auf die PEC-Abschätzung mit dem EUSES-Modell (EC 2004a) eingegangen.

Die verwendete Formel für die sog. initiale PEC-Abschätzung in Phase I der Umweltrisikobewertung von Humanarzneimitteln laut EMEA/CPMP (2003) und EMEA/CHMP (2005) entspricht der Formel in der finalen Fassung der Richtlinie (EMEA/CHMP 2006). In die Berechnung der PEC_{sw} gehen folgende Daten ein: die maximale Tagesdosis pro Person (mg pro Einwohner und Tag), ein feststehender Faktor für die sog. Marktdurchdringung des Pharmakons (0,01, d.h. 1%), das Abwasservolumen pro Einwohner und Tag (200 L) und der Verdünnungsfaktor des Abwassers im Oberflächenwasser (10 laut EC 2003a). Mit EUSES wurde eine Expositionsabschätzung auf regionaler Ebene durchgeführt. Laut EC (2003a) wurde davon ausgegangen, dass 90% der Haushalte an ein Abwassersystem angeschlossen sind.

Gemessene Konzentrationen der o.g. Substanzen in Oberflächengewässern (MEC_{sw}) wurden mittels Literaturrecherche identifiziert. Die Eignung der recherchierten Daten für die Umweltrisikoabschätzung wurde anhand der in EC (2003a) genannten Kriterien überprüft. Wichtigste Kriterien waren (a) chemisch-analytische Methode, (b) Repräsentativität der Daten und (c) Datenauswertung. Zwanzig der ursprünglich identifizierten 38 Studien erwiesen sich als geeignet und wurden für die Auswertung verwendet. Hauptgrund für einen Ausschluss von Daten waren unzureichende oder fehlende Angaben zur Probenahmeprozedur und -häufigkeit.

Für den Vergleich von MEC_{sw}- und PEC_{sw}-Daten wurden nur die in deutschen Oberflächengewässern gemessenen MEC-Werte verwendet. Basierend auf EC (2003a) wurden in den meisten Fällen die 90%-Perzentilwerte für jeden Messstandort verwendet. Im Falle von einzelnen sehr hohen gemessenen Konzentrationen in extrem stark belasteten Gewässern (Abwasseranteil nahe 100%) wurden Medianwerte verwendet. Aus diesen Daten wurde für jede Substanz ein Mittelwert abgleitet. Diese Werte wurden mit den PEC_{sw}-Werten verglichen (siehe Tab. 18).

Tab. 18 Gegenüberstellung von vorausgesagten (PEC_{SW}) und gemessenen Konzentrationen von vier Arzneimittelwirkstoffen in Oberflächengewässern (MEC_{SW}) basierend auf Liebig et al. (2005).

Substanz	PEC_{SW} (ng/L) nach		MEC_{SW} (ng/L) (Mittelwert der 90%-Perzentilwerte)
	Phase I, EMEA/CPMP (2003, 2005)	EUSES (2004)	
Carbamazepin	5.000	–	454
Ethinylöstradiol	0,13	–	< 0,58 [1]
Iopromid	n.a. [2]	1.220	1.105
Sulfamethoxazol	10.000	–	126

Anmerkungen: (1) Die meisten gemessenen Werte lagen unter der Bestimmungsgrenze (limit of quantification, LOQ) der chemisch-analytischen Methode. Basierend auf Kushner (1976) und EC (2003a) wurden bei der Berechnung der 90%-Perzentilwerte Werte < LOQ als LOQ/2 gesetzt. Da in zwei der drei verwendeten Studien nur Werte < LOQ gemessen wurden, wurde der Mittelwert als < 0,58 angegeben. (2) Röntgenkontrastmittel, das in Einzeldosen von bis zu 200 g/Person verabreicht wird. Die EMEA-Formel zur PEC-Berechnung ist daher nicht anwendbar (n.a.).

Die Expositionsabschätzung laut EMEA/CPMP (2003) und EMEA/CHMP (2005, 2006) beruht in Phase I auf *worst case*-Annahmen: Metabolismus im Menschen und Abbau in der Umwelt werden nicht berücksichtigt. Die tatsächlichen Konzentrationen in Oberflächengewässern sollten daher eher überschätzt werden. Eine Unterschätzung der tatsächlichen Konzentrationen ist als kritisch für die Umweltrisikobewertung anzusehen.

Für Carbamazepin und Sulfamethoxazol lagen die mit der EMEA-Formel ermittelten Konzentrationen in Oberflächengewässern deutlich über den gemessenen Werten. Für Ethinylöstradiol ist der Vergleich von PEC_{SW} und MEC_{SW} schwierig, da die MEC_{SW} < 0,58 ng/L ist (vgl. Tab. 18). Wie von Liebig (2005) und Liebig et al. (2006) dargestellt liegen die in einer der drei ausgewerteten Publikationen (Wenzel et al. 1998) gemessenen Ethinylöstradiolkonzentrationen (90-Perzentile bei Berücksichtigung von Werten < LOQ: 1 ng/L) jedoch deutlich über dem PEC_{SW} laut EMEA/CPMP (2003) bzw. EMEA/CHMP (2005). Ursache ist der vorgegebene Wert von 0,01 (1%) für den Marktdurchdringungsfaktor, der mit hoher Wahrscheinlichkeit zu niedrig für Ethinylöstradiol ist und somit zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Konzentration führt (Liebig et al. 2006).

Für das Röntgenkontrastmittel Iopromid hingegen stimmen die mit EUSES ermittelte PEC_{SW} und die MEC_{SW} gut überein (Liebig et al. 2006).

Veterinärarzneimittel

In der Umweltrisikoabschätzung für Veterinärpharmaka können zuverlässige Monitoringdaten anstelle von PEC-Werten verwendet werden (Abschnitt 4 in EMEA/CVMP 2008a). Es wird jedoch nicht näher spezifiziert, wie das erfolgen soll.

Die Nutzung von Daten aus Monitoringprogrammen für Oberflächengewässer ist jedoch aus denselben Gründen schwierig, die bereits für die Pflanzenschutzmittel beschrieben wurden (Abschnitt 4.1.3). Auch bei Veterinärpharmaka ist aufgrund der zeitlich begrenzten Anwendung mit schwankenden Expositionskonzentrationen zu rechnen, d.h. es besteht die Gefahr, dass Belastungsspitzen mit Monitoringprogrammen nicht erfasst werden. Außerdem sind v.a. kleine, landwirtschaftlich beeinflusste Gewässer mit Veterinärarzneimitteln belastet (Metcalfe et al. 2009). In den laufenden Monitoringprogrammen der meisten Bundesländer werden jedoch

vorwiegend größere Gewässer untersucht. Ausnahmen sind z.B. die Monitoringprogramme zur Bestimmung von Arzneimittelwirkstoffen in Hessen und in Mecklenburg-Vorpommern sowie das Untersuchungsprogramm „Arzneistoffe“ und das Sonderuntersuchungsprogramm „Arzneistoffe im Grundwasser und in Fließgewässern“ in Sachsen-Anhalt (siehe Anlage 2.1).

Die bestehenden Arzneimittelmonitoringprogramme sind außerdem stärker auf Human- als auf Veterinärarzneimittelwirkstoffe ausgerichtet. Für die in den Monitoringprogrammen untersuchten Arzneimittelwirkstoffe (s. Kap. 2 und Anlage 2.1) wurde über das Portal für Arzneimittelinformationen des Bundes und der Länder recherchiert, ob sie in der Human- und /oder Veterinärmedizin eingesetzt werden (http://www.pharmnet-bund.de/dynamic/de/index.html): 94 der untersuchten Wirkstoffe sind in Deutschland zurzeit ausschließlich für die Humanmedizin zugelassen, 38 Wirkstoffe sind sowohl für die Human- als auch für die Veterinärmedizin zugelassen. Nur 15 der Wirkstoffe (überwiegend Antibiotika) sind ausschließlich als Veterinärarzneimittel zugelassen. Die nach den Antibiotika wichtigste Gruppe der Veterinärarzneimittel, die Antiparasitika (Schneidereit 2005), wird in laufenden Monitoringprogrammen kaum berücksichtigt.

Wenn Daten zu Veterinärarzneimittelkonzentrationen in kleinen, stark landwirtschaftlich beeinflussten Gewässern vorliegen, können sie genutzt werden, um PEC-Werte kritisch zu überprüfen. Eine solche Überprüfung wurde von Metcalfe et al. (2009) durchgeführt. Dabei wurden PEC-Werte für Oberflächengewässer (PEC_{SW}) u.a. mit den relativ einfachen Formeln laut EMEA / CVMP (2006) berechnet. Diese Daten wurden mit gemessenen Werten aus Feldstudien verglichen. Abgesehen von den PEC_{SW}-Werten für drei Tetracycline lagen alle vorhergesagten Werte über den gemessenen Werten. Die Unterschätzung der tatsächlichen Tetracyclinkonzentrationen im Gewässer wurde auf den partikelgebundenden Transport von Tetracyclinen zurückgeführt, der in den einfachen Formeln laut EMEA / CVMP (2006) nicht berücksichtigt ist (Metcalfe et al. 2009).

Zusammenfassung

Für Industriechemikalien, Biozide und Veterinärarzneimittel besteht aufgrund der aktuellen gesetzlichen Grundlagen die Möglichkeit, statt der PEC-Werte gemessene Umweltkonzentrationen, d.h. auch die Ergebnisse von Monitoringprogrammen, in der Umweltrisikobewertung zu verwenden. Für Pflanzenschutzmittel und Humanarzneimittel besteht diese Möglichkeit zurzeit nicht.

Unabhängig von den gesetzlichen Rahmenbedingungen können Ergebnisse aus Monitoringprogrammen aber grundsätzlich genutzt werden, um die im Rahmen der Umweltrisikobewertung vorausgesagten Konzentrationen in den entsprechenden Umweltkompartimenten kritisch zu überprüfen. Dabei sind jedoch folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- Für Industriechemikalien und Biozide wird die Nutzung der Ergebnisse von Monitoringprogrammen zur Ergänzung und Validierung von PEC-Werten durch die Vielfalt der möglichen Eintragspfade erschwert. Hier müssen detaillierte Informationen zu den Eintragspfaden und -volumina vorliegen.
- Für Pflanzenschutzmittel und Veterinärpharmaka können die Ergebnisse aus Monitoringprogrammen genutzt werden, wenn kleine, landwirtschaftlich belastete Gewässer untersucht werden. Es besteht dabei jedoch aufgrund der schwankenden Expositionskonzentrationen die Gefahr, Belastungsspitzen nicht zu erfassen. Die bestehenden

Arzeimittelmonitoringprogramme sind außerdem stärker auf Human- und weniger auf Veterinärarzneimittel ausgerichtet, so dass nur begrenzt Daten über die Umweltkonzentrationen von Veterinärpharmaka vorliegen.

Aus Diskrepanzen zwischen PEC-Werten und Monitoringdaten kann nicht automatisch geschlossen werden, dass die vorhergesagte Umweltkonzentration die tatsächliche Konzentration in dem betreffenden Kompartiment unter- bzw. überschätzt. Vielmehr sollten mögliche Ursachen für die Unterschiede analysiert werden, wobei zu berücksichtigen ist, dass sowohl Vorhersage als auch Messungen mit Fehlern behaftet sind.

Wie an den Beispielen in den vorhergehenden Abschnitten dargestellt sind eine ausreichende Datenmenge und eine kritische Auswertung der Datenqualität sehr wichtig (EC 2003a, vgl. auch ECETOC 1999 und Holt et al. 2000). Neben der Zuverlässigkeit der Daten ist auch deren Repräsentativität für das zu betrachtende Umweltkompartiment wesentlich. Wenn die gemessenen Daten zuverlässig und repräsentativ sind, sollten ggf. die verwendeten Expositionsmodelle überprüft werden. Gemessene Umweltkonzentrationen sind daher v.a. dann wichtig, wenn begründete Zweifel an der Eignung der Expositionsmodelle für die entsprechenden Substanzen / Substanzgruppen bestehen. Monitoringdaten könnten damit auch Anlass für eine Überprüfung der Substanzbewertung sein.

4.1.4 Datenaufbereitungen

Statistische Datenaufbereitung

Die Einzeldaten aus den Monitoringprogrammen der Länder für Oberflächengewässer werden, soweit sie an das UBA gemeldet werden, im UBA statistisch aufbereitet. Es werden die Jahreskenndaten wie Mittelwert, Minimum, Maximum, Perzentile und Anzahl der Messwerte sowie Anzahl der Messwerte, die unter der Bestimmungsgrenze lagen, ermittelt. Weiter werden einfache zählstatistische Auswertungen vorgenommen, z.B. wird die Anzahl der Messstellen mit einem positiven Befund oder mit Überschreitung eines Grenzwertes für einen Stoff identifiziert.

Ein wichtiger Aspekt bei der Datenaggregation ist die Behandlung von Daten unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze. Für die Berechnung des Jahresdurchschnitts gibt die Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011) vor, dass Messgrößen in einer bestimmten Probe unter der Bestimmungsgrenze für die Berechnung des Jahresdurchschnitts durch die Hälfte des Werts der Bestimmungsgrenze ersetzt werden. Liegt ein so berechneter Jahresdurchschnitt insgesamt unter der Bestimmungsgrenze, so wird dieser Wert als „kleiner Bestimmungsgrenze“ bezeichnet. Das Ersetzen durch den halben Wert der Bestimmungsgrenze gilt allerdings nicht für Parameter, die sich aus den Summen der Konzentrationen von Stoffgruppen zusammensetzen (z.B. PAH). In solchen Fällen werden unter der Bestimmungsgrenze liegende Ergebnisse für einzelne Stoffe vor der Summenbildung gleich null gesetzt.

Normierende Datenaufbereitung

Aus den Jahresmitteln oder auch Medianen, die aus den Daten der von den Bundesländern betriebenen Monitoringprogramme für Oberflächengewässer berechnet werden, lassen sich über größere Zeiträume auch Trendaussagen ableiten. Für eine sichere Trendermittlung sind Normierungen auf den langjährigen mittleren Abfluss an der jeweiligen Messstelle des entsprechenden Fließgewässers zu beachten.

Für die Nutzung der Monitoringdaten von Biotauntersuchungen ist für lipophile Stoffe der Bezug auf den Stoffgehalt im Fettanteil sinnvoller als die frischgewichtsbezogene Angabe. Die Normierung auf den Fettgehalt ermöglicht aussagekräftigere Vergleiche sowohl für räumlich variierende Daten als auch für Zeitreihen-Daten und Trendanalysen. Besonders beim Vergleich unterschiedlicher Organismen ist eine Normierung auf den Fettgehalt erforderlich. Eine solche Normierung ist z.B. notwendig, um auf Basis der Gehalte in unterschiedlichen Spezies Biomagnifikations- oder trophische Magnifikationsfaktoren für lipophile Stoffe zu berechnen.

In bestimmten Fällen kann es auch erforderlich sein, auf Gewicht, Größe oder Alter von Organismen zu normieren. Dies gilt insbesondere, wenn die Parameter von Jahr zu Jahr stark variieren. So kann z.B. der Quecksilbergehalt in Fischen mit diesen Parametern korreliert sein, so dass eine Normierung sinnvoll ist (siehe z.B. Miller et al. 2013).

Für die Berechnung von Biomagnifikationsfaktoren (BMF) und trophischen Magnifikationsfaktoren (TMF) ist es erforderlich, die Trophiestufe der untersuchten Organismen zu berücksichtigen. Bei der Ermittlung der BMF erfolgt eine Umrechnung auf eine Trophiestufendifferenz von 1. Bei der Bestimmung der TMF werden die logarithmierten Gewebekonzentrationen gegen die Trophiestufe aufgetragen. Die Trophiestufe wird auf Basis der Anreicherung von natürlich vorkommenden stabilen Isotopen berechnet (üblicherweise ^{15}N). Weitere Informationen zur Bestimmung von normierten BMF und TMF geben Borga et al. (2012) sowie Conder et al. (2012).

Bei Feststoffproben (z.B. Schwebstoffe, Sedimente) ist eine Normierung auf den Kohlenstoffgehalt sinnvoll, der als TOC (*total organic carbon*) bestimmt wird. Angabe des Stoffgehaltes erfolgt z.B. als µg/g TOC. Der so normierte Stoffgehalt wird üblicherweise auch zur Berechnung des Akkumulationsfaktoren Biota/Sediment (BSAF) verwendet.

Bei der Angabe von Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten muss gemäß Oberflächengewässer-Verordnung (OGewV 2011) auch die Korngrößenverteilung im Sediment/Schwebstoff beachtet werden. Die Schadstoffgehalte werden dabei unter bestimmten Voraussetzungen auf die Feinkornfraktion (< 63 µm) bezogen oder die Gehalte der Schadstoffe werden direkt in der Feinkornfraktion untersucht. Die konkrete Vorgehensweise wird zurzeit von einem LAWA-Expertenkreis erarbeitet.

Grundsätzlich muss bei der Verwendung von normierten Daten ein Hinweis gegeben werden, welche Art der Normierung angewendet wurde.

Transformatorische Datenaufbereitung

Da Stoffe mit P- und B- Eigenschaften sich häufig auch in den Schwebstoffen/Sedimenten der Fließgewässer anreichern, werden Messungen der Wasserphase in den Monitoringprogrammen der Bundesländer in der Regel durch ein sogenanntes Schwebstoffmessprogramm ergänzt. Die Ergebnisse der Schadstoffgehalte in Schwebstoffen lassen sich mittels K_{oc}-Wert und Schwebstoffgehalt des beprobten Gewässers in einen Gesamtgehalt des Stoffes in einem Liter Wasser umrechnen und damit z.B. auf eine Grenzwertüberschreitung prüfen.

Grundlagen für derartige Transformationen sind beispielsweise in den Technical Guidance Documents zum Oberflächengewässermonitoring nach WRRL und zur Stoffrisiko-Bewertung beschrieben (s. *Equilibrium Partitioning*, EC 2003a, 2011a).

Sonstige Aspekte der Datenaufbereitung

Das Vorgehen bei Trenduntersuchungen für Messdaten aus dem Gewässermonitoring ist in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011) beschrieben. Ein Trend gilt danach als signifikant, wenn die statistische Wahrscheinlichkeit mindestens 95% beträgt (Signifikanzniveau alpha = 0,05). Für eine Trendanalyse sind Werte aus mindestens fünf Jahren erforderlich. Liegt eine Normalverteilung der Messergebnisse vor, wird der Trend mittels linearer Regression und die Signifikanz mithilfe eines t-Tests ermittelt (Nullhypothese: Steigung der Regressionsgeraden ist null). Liegt keine Normalverteilung der Messergebnisse vor, wird der Trend mittels des nichtparametrischen Mann-Kendall-Trendtests (siehe z.B. Uhlig et al. 2002, Salmi et al. 2002) bestimmt.

Mit Hilfe des Mann-Kendall-Tests kann relativ trennscharf geprüft werden, wie hoch die Wahrscheinlichkeit ist, dass ein Trendverlauf reale Veränderungen widerspiegelt. Der Test basiert auf der Anfangsvermutung (Nullhypothese), dass kein systematischer Trend vorliegt und die Daten über den untersuchten Zeitraum nur zufällig variieren. Wenn mittels des Mann-Kendall-Tests mit einer bestimmten Irrtumswahrscheinlichkeit alpha (üblicherweise alpha = 5%) die Anfangsvermutung der Zufälligkeit des Trends widerlegt werden kann, ist der Trend als signifikant anzusehen (Uhlig et al. 2002). Der Test basiert auf einer Prüfgröße, in die eingeht, an wie vielen Punkten der Zeitreihe ein Wert höher ist als der vorausgehende Wert und umgekehrt. Wenn kein Trend vorliegt, hat der Prüfwert einen Wert von ungefähr Null, bei einem monotonen Trend dagegen wird der Wert stark positiv (= positiver Trend) oder stark negativ (= negativer Trend). Die Nullhypothese ist abzulehnen, wenn der Prüfwert einen kritischen Wert übersteigt, der vom gewählten Signifikanzniveau und der Anzahl der Messpunkte in der Zeitreihe abhängt (Uhlig et al. 2002).

Falls die Zeitreihen komplexeren Funktionen folgen, sind andere Trendtests geeigneter. Üblich ist beispielsweise eine robuste regressionsbasierte Zeitreihenanalyse (Nicholson et al. 1998). Die log-lineare Regressionsanalyse ergibt eine Geradensteigung, die die durchschnittliche jährliche Konzentrationsänderung beschreibt. Dieses Verfahren wird auch im Rahmen des AMAP eingesetzt. Über das AMAP-Internetportal ist auch eine entsprechende Software-Applikation abrufbar (PIA; Bignert 2013).

Sogenannte auf LOESS-Smoothern (LOESS - locally weighted scatterplot smoothing) basierende Glättungsverfahren ermöglichen neben der visuellen Darstellung von Trendlinien auch die Analyse der Signifikanz möglicher nicht-linearer Trends in Zeitreihen. Hierbei werden für jeden Zeitpunkt Schätzwerte berechnet, die auf einem Datenfenster von üblicherweise sieben Jahren beruhen. Damit basiert jeder Schätzwert auf den Daten von jeweils sieben Jahren, des gerade betrachteten Jahres sowie der drei vorangegangenen und der drei nachfolgenden Jahre. Die Bestimmung der Schätzwerte erfolgt mittels einer gewichteten linearen Regression, wobei diejenigen Jahreswerte das größte Gewicht haben, die dem zu schätzenden Wert zeitlich am nächsten liegen. Am Anfang und am Ende der Zeitreihe sind Modifikationen des Datenfensters erforderlich (Details siehe Uhlig et al. 2002). Dieses Verfahren ist somit eher für längere Zeitreihen geeignet, obwohl teilweise auch Dreijahresfenster verwendet werden (Bignert 2013).

4.1.5 Datentransfer von den Trägern der Monitoringprogramme zum Umweltbundesamt

Im Folgenden werden die wissenschaftlichen und strukturellen Aspekte des Datentransfers von den Trägern der Monitoringprogramme zum Umweltbundesamt, das sowohl mit der Koordination und Bewertung von Monitoringdaten (Fachbereich II) als auch mit der Umweltrisikobewertung von Stoffen im Rahmen der verschiedenen Stoffregelungen (Fachbereich IV) befasst ist, erörtert. Neben den eigenen Empfehlungen werden in den folgenden Abschnitten auch die Vorschläge, die von Seiten der Teilnehmerinnen und Teilnehmer des Projekt-Workshops geäußert wurden, berücksichtigt.

Wissenschaftliche Aspekte

Eine wichtige Voraussetzung für die weitere Nutzung der Daten ist, dass diese vollständig weitergegeben werden. Es ist darauf zu achten, dass die numerischen Daten zusammen mit Metadaten wie den zugehörigen Einheiten und der Angabe der Bezugsgröße (z.B. Trockengewicht oder Frischgewicht; bei Biota evtl. fettbezogene Konzentrationen) weitergegeben werden. Zudem sollten auch möglichst umfassende Informationen zu Probenahmestellen, Probenahmedaten, Probenahme- und Analysenverfahren usw. verfügbar gemacht werden. Wichtig sind auch Hinweise zu Besonderheiten in bestimmten Jahren (z.B. Hochwasser/ Trockenperioden oder Havarien mit Gewässerbelastungen). Bei Daten aus Fließgewässern sollte auch immer der zur Probenahme gehörende Abfluss mitgeteilt werden. Auf dem Workshop wurde auf die Bedeutung von Hintergrundinformationen zum Anlass bzw. zur ursprünglichen Fragestellung hingewiesen, die die Grundlage für die Konzeption eines Monitoringprogramms darstellten.

Weiterhin ist klar zu kennzeichnen bzw. nachvollziehbar darzustellen, welche Daten fehlen und warum. So kann z.B. ein Wert nicht gemessen worden sein oder unterhalb der Bestimmungsgrenze oder der Nachweisgrenze liegen. Die Nachweis- oder Bestimmungsgrenze für einen Stoff ist jeweils anzugeben, um eine Einordnung des Messwertes zu ermöglichen. Werte nahe der Bestimmungsgrenze zeichnen sich durch eine höhere Unsicherheit aus. Idealerweise werden die jeweilige Messunsicherheit und die Daten der analytischen Qualitätssicherung mitberichtet (z.B. die Angabe, ob das Untersuchungslabor eine Akkreditierung gemäß DIN EN ISO/IEC 17025 (2005) für das angewandte Analysenverfahren besitzt).

Falls Daten substituiert wurden, ist dies ebenfalls kenntlich zu machen. Beispielsweise können Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze durch einen Konzentrationswert in Höhe der halben Bestimmungsgrenze ersetzt werden.

Falls Umrechnungen von Messergebnissen erfolgt sind, ist dies deutlich zu machen. Beispielsweise werden Biotakonzentrationen häufig mit Bezug auf das Fettgewicht angegeben, Vorteilhaft ist hierbei die zusätzliche Angabe des Fettgehalts, der für die Umrechnung verwendet wurde. Die Daten sollten bei der Entgegennahme auf Plausibilität geprüft werden, z.B. durch einen Vergleich mit Konzentrationen des Stoffes bei früheren Messungen oder von anderen Standorten oder durch einen Vergleich mit Gehalten ähnlicher Verbindungen.

Strukturelle Aspekte

Der Datentransfer aus den Monitoringprogrammen der Bundesländer für die Bereiche Wasser und Boden ist durch eine „Bund/Länder-Vereinbarung zum Datenaustausch“ von 1994 vertraglich geregelt. Danach werden die Ergebnisse z.B. aus den Wassermessprogrammen einmal jähr-

lich als Jahresdatensatz geliefert. Der Termin für diesen Datentransfer ist jeweils der 1. Juli des Folgejahres. Diese Vorgehensweise hat sich sehr bewährt und ist sinnvoll, weil zahlreiche Auswertungen auf der Basis bestimmter Jahreskennwerte erfolgen oder teilweise sogar rechtlich vorgeschrieben sind, wie z. B. das Überprüfen der Überschreitung von Umweltqualitätsnormen (UQN) für Stoffe der prioritären Liste anhand des Jahresmittelwertes oder des Maximums der Einzelwerte des Jahres gemäß Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000). Technisch werden die Daten als ASCII-Datensatz nach einem exakt abgestimmten Format von den Bundesländern an das UBA geliefert. Das UBA führt eine Plausibilitätsprüfung durch und kontaktiert bei Bedarf den Messstellenbetreiber. Danach stehen die Daten für weitergehende Auswertungen und für Berichtspflichten z. B. gegenüber der europäischen Umweltagentur zur Verfügung.

Die im Rahmen von Kap. 2 durchgeführten Recherchen haben nun gezeigt, dass nicht alle Länder sämtliche Daten, die sie messen, auch an das UBA weiter leiten. Dies kann verschiedene Gründe haben:

1. Es liegen Messergebnisse zu Stoffen vor, deren Berücksichtigung über die vereinbarten Berichtspflichten hinausgeht.
2. Es wird ein Sondermessprogramm initiiert, das nur ein Jahr oder weniger lang läuft.
3. Es wird ein operatives und / oder investigatives Monitoring auf Grund bestimmter Einleitungen von Stoffen durchgeführt. (An das UBA werden überwiegend die Daten der Überblicksmessstellen weitergeleitet. Auf dem Workshop wurde dargelegt, dass nach einem Beschluss der LAWA künftig auch Daten operativer Messstellen übersendet werden sollen. Einige Bundesländer übersenden bereits jetzt alle Ergebnisse ihres Oberflächengewässermonitorings an das UBA.)
4. Daten werden im Rahmen eines Forschungsprojektes erzeugt und separat veröffentlicht.
5. Es werden erste orientierende Messungen für neue Stoffe mit neuen Methoden durchgeführt.

Gerade die beiden letzten Punkte könnten für die Stoffregulierung wichtige Erkenntnisse liefern, wenn die entsprechenden Daten ebenfalls systematisch an das UBA geliefert würden.

Um die derzeit bestehenden Informationslücken zu schließen, sollten künftig über die Vereinbarung zum Bund/Länder-Datenaustausch hinausgehend dem UBA Monitoringdaten zu zusätzlichen Stoffen und Messstellen zur Verfügung gestellt werden. Auf dem Workshop erfolgte eine Verständigung dahingehend, dass die Bund/Länder-Vereinbarung jedoch nicht angetastet werden sollte, da der daraus resultierende Abstimmungsprozess als zu aufwändig und langwierig betrachtet wird. Stattdessen sollte eine Einigung auf der Arbeitsebene zwischen den Landesämtern und dem FB II des UBA über die Übersendung zusätzlicher Monitoringergebnisse stattfinden. Auch könnten gemeinsame Sondermessprogramme vereinbart werden, die Ergebnisse zu speziellen Fragestellungen liefern sollen. In Ergänzung zu den bereits jetzt übersendeten Monitoringdaten sind Informationen über die Funde neuer Stoffe und über Substanzen mit ubiquitär auffälligem Vorkommen von Interesse. Die Monitoringdaten sollten einen Überblick über die Belastungssituation für bestimmte Stoffe geben. Regionen mit besonderer Belastungssituation (*hot spots*) sollten identifiziert werden können. Die Daten sollten möglichst flächenrepräsentativ sein. Eine Übersendung aller Monitoringdaten ist nicht erforderlich, da nicht an allen Messstellen relevante Daten gewonnen würden. Stattdessen solle eine Auswahl geeigneter

Messstellen vereinbart werden. Von einigen Teilnehmern wurde angeregt, auch Monitoringdaten zu Kleingewässern (z.B. aus Agrarlandschaften) zu übermitteln. Es wurde berichtet, dass derzeit eine Abstimmung zwischen dem UBA und den Bundesländern über repräsentative Stichproben in kleinen Gewässern stattfindet. Die Bundesländer sollten über die Verwendung ihrer Daten durch das UBA informiert werden. Es wurde die Frage aufgeworfen, inwieweit auch Monitoringdaten von Trinkwasserverbänden, die bisher nicht veröffentlicht werden, und von Forschungseinrichtungen durch das UBA genutzt werden könnten. Neben Monitoringdaten zu Oberflächengewässern sollten auch Messdaten zu anderen Umweltkompartimenten zur Verfügung gestellt werden.

Zur Frage nach spezifischen Monitoringprogrammen für PBT-Verdachtsstoffe äußerten sich die Teilnehmerinnen und Teilnehmer des Workshops wie folgt:

Vorhandene Messprogramme können nicht ausschließlich auf die PBT-Thematik zugeschnitten werden. Soweit die bestehende Analytik genutzt werden kann, sei eine Aufnahme zusätzlicher Stoffe in das Messprogramm jedoch ohne besondere Schwierigkeiten möglich. Bzgl. der Auswertung sei zu beachten, dass mit dem Monitoring befasste Fachleute Daten vermutlich nach anderen Gesichtspunkten beurteilen als mit der Stoffregulierung betraute Fachkräfte. Werden spezielle Auswertungen vorgenommen, benötigten die jeweiligen Fachleute aus der Stoffregulierung umfassende Informationen über das Messprogramm. Die Einführung von Monitoringprogrammen für terrestrische Biota zur Untersuchung von B-Eigenschaften wäre angesichts der verfügbaren Kapazitäten durch die Bundesländer nur schwer leistbar.

Zur Organisation des Datenaustausches wurden auf dem Workshop die folgenden Vorschläge geäußert:

- Relevante Monitoringdaten sollten in einer zentralen Datenbank allen Beteiligten zugänglich gemacht werden. Bestehende Datenbanken sollten verlinkt werden.
- Eine nationale Fachtagung „Monitoring und Stoffbewertung“, an der alle relevanten Gruppen beteiligt werden, sollte regelmäßig im Abstand von zwei Jahren stattfinden. Zielgruppen seien neben den Landesbehörden (Aufgabenbereich Monitoring) und Bundesbehörden (Aufgabenbereich Stoffbewertung und Zulassung) Vertreterinnen und Vertreter von Forschungseinrichtungen (Fachgebiete Screening und Stoffbewertung), NGOs und der Analytik. Neben dem Informationsaustausch können hierdurch die persönlichen Kontakte zwischen den verschiedenen Akteuren gestärkt und ausgebaut werden.

Wie im Rahmen des Workshops berichtet wurde, gibt es in der IUCLID-Datenbank, die im REACH-Kontext entwickelt wurde und ab September 2013 auch als Datenmanagementsystem für die Biozide verbindlich ist, einen Themenbereich zum Monitoring (Template 38). Die OECD strebt eine Integration und Harmonisierung von Monitoringdaten in IUCLID an. FG IV 2.1 des UBA versucht am Beispiel des Monitoringprojektes für Biozide (FKZ 3712 67 403 „Umweltbelastung durch Biozideinträge: Erarbeitung der Eckpfeiler eines Monitoring-Messprogrammes für Einträge von Bioziden in die Umwelt“), die Datenstrukturen inhaltlich zu erweitern. Dies könnte ein Schritt zur engeren Verknüpfung von Vollzugs- und Monitoringdaten sein. Ziel ist eine breite Vernetzung verschiedener Datenbanken, wie dies z.B. beim Gemeinsamen Stoffdatenpool Bund / Länder (GSBL) und bei dem OECD-Projekt eChemPortal bereits begonnen wurde. Die Monitoringdaten von IUCLID sind frei über das eChemPortal recherchierbar.

Innerhalb des UBA besteht bzgl. des Transfers von Monitoringdaten die folgende Struktur: Die Wasserdaten der Länder werden in einer Datenbank, die von FG II 2.4 betreut wird, vorgehalten. Datenbankabfragen und weitergehende Datenauswertungen werden auf Anfrage von FB IV durch FG II 2.4 beantwortet. Es wird hier empfohlen, die Kommunikation zwischen den beiden Fachbereichen auf dieser speziellen Arbeitsebene weiter zu intensivieren. Dies könnte z.B. im Rahmen einer bestehenden Koordinierungsgruppe erfolgen. Wie auf dem Workshop dargelegt, wird von Seiten des UBA der Bedarf gesehen, in den einzelnen Bereichen stärker Kompetenz aufzubauen, um Daten (z.B. Monitoringdaten) aus anderen Bereichen optimal nutzen zu können. Es wird empfohlen, zu diesem Zweck eine zusätzliche wissenschaftliche Kraft einzustellen, die sich mit den Monitoringdaten-Anforderungen der Referate des FB IV befasst. Die vorgeschlagene Kraft sollte auch regelmäßig eigene Recherchen über neu in die Messprogramme der Länder aufgenommene Stoffe vornehmen und so einen stets aktuellen Überblick über deren Monitoringprogramme gewinnen. Die genannte Person wäre damit auch erster Ansprechpartner der Referate im FB IV.

Beispiele für einen bereits gut funktionierenden Datentransfer aus dem Monitoring an das UBA, FB IV stellen die Umweltprobenbank und das europäische Netzwerk NORMAN dar:

Die Bedeutung der Umweltprobenbank zur Nutzung von Monitoringdaten wurde bereits ausführlich in Kap. 3 (s. Abschnitt 3.1.3 sowie Anlage 7 und 8) und in diesem Kapitel (s. Abschnitt 4.1.2) beschrieben. Um Monitoringdaten zum Beleg der Persistenz oder eines möglichen Langstreckentransports zu nutzen, könnte eine Kooperation mit anderen Umweltprobenbanken hilfreich sein. So gibt es in Skandinavien einige Probenbanken, die marine Proben einlagern. Die Probenahmegebiete befinden sich teilweise in emittentenfernen Regionen, so dass eine Nutzung für die hier diskutierten Fragestellungen zum Beleg des Ferntransports bzw. der Persistenz möglich erscheint. Die schwedische Umweltprobenbank verfügt über Zeitreihen, die bis in die 1960er-Jahre zurückreichen (Odsjö 2006). Außerdem könnten die in einer dänischen Probenbank verfügbaren Biotaproben aus Grönland für die Untersuchung dieser Fragestellung geeignet sein. Seit einigen Jahren gibt es Bestrebungen, die europäischen Umweltprobenbanken miteinander zu verzahnen (s. Beiträge im Tagungsband der ersten „Conference for European Environmental Specimen Banks“; Koschorreck 2011).

Im NORMAN-Netzwerk ist das UBA als Gründungsmitglied sowie im „steering committee“ engagiert. Die öffentlich zugängliche Datenbank „EMPODAT“ des Netzwerkes (NORMAN 2014) beinhaltet Ergebnisse zum Monitoring von Vertretern aller vier Stoffgruppen in 24 europäischen Staaten und in den internationalen Gewässern. Eine weitergehende Zusammenarbeit hinsichtlich der Nutzung von Monitoringdaten für die Stoffbewertung wäre bei Bedarf leicht zu implementieren (s. auch Abschnitt 4.1.3).

Grundsätzlich wird empfohlen, dass das UBA in geeigneter Weise um den Zugang zu relevanten Datenbanken bzw. -sammlungen im nationalen und internationalen Bereich ersucht, wenn diese nicht oder nur auszugsweise öffentlich zugänglich sind (z.B. Monitoringdaten aus dem Deutschen Bienenmonitoring, aus dem Falkeneimonitoring, aus AMAP usw.). Von Seiten des FB II 4 „Luft“ wird bereits ein Kontakt zu AMAP gepflegt.

Auf dem Workshop wurde auf die folgenden Vernetzungsmöglichkeiten hingewiesen:

- Derzeit wird vom Generaldirektorats Joint Research Centre der Europäischen Kommission (JRC) in Ispra/Italien im Rahmen des Projektes “Environmental information

systems implementation and evolution" eine Metadatenbank für den Zugang zu Monitoringdaten aufgebaut (Information Platform for Chemical Monitoring, IPCheM).

- Im CIS-Prozess (WRRL Common Implementation Strategy) der EU-Kommission ist bereits eine vollzugsübergreifende „WG Chemicals" angesiedelt. Aufgabe ist die Festlegung von Indikatoren für die chemische Belastung in Europa. Von deutscher Seite sind an dieser Arbeitsgruppe das Land Nordrhein-Westfalen und das UBA beteiligt.
- Es wird angeregt, die Vernetzung mit dem marinen Monitoring (OSPAR, HELCOM) auszubauen.

4.2 Wissenschaftliche Konzeption zur effizienteren Nutzung von stoffbezogenen Daten für die Monitoringprogramme

Im Folgenden werden Empfehlungen unterbreitet, die den Informations- und Datenfluss von der Stoffbewertung und -zulassung in Richtung der Bundesländer als Träger der Monitoringprogramme betreffen. Soweit auf dem Workshop zusätzliche Vorschläge geäußert wurden, werden diese in den folgenden Abschnitten ebenfalls berücksichtigt.

4.2.1 Benötigte Informationen für das Monitoring aus der Stoffbewertung und -regulierung

Grundsätzlich sollte den Trägern der Monitoringprogramme ein Spektrum an Daten und Informationen über die Stoffe zur Verfügung gestellt werden, die Bestandteil der Messprogramme sind bzw. es künftig werden sollten. Diese Informationen können hilfreich für die Gestaltung der Messprogramme bzgl. einer Auswahl der zu untersuchenden Stoffe, Messstellen, Probenarten und Untersuchungsmethoden sein. Hierbei sind vor allem die folgenden Daten und Informationen für die Planung künftiger Monitoringprogramme relevant:

- Kenndaten, die im Rahmen der PBT-Bewertung eines Stoffes ermittelt und genutzt werden, wie log K_{ow}, log K_{oc}, Halbwertszeiten für die verschiedenen Umweltmedien und BCF (bzw. BAF), Daten zur Ökotoxizität (z.B. PNEC-Werte) sowie Hinweise auf das Ferntransportpotenzial,
- Informationen zur Relevanz von Transformationsprodukten (s. Dokumentation des Workshops),
- Informationen darüber, inwieweit ein Stoff bereits als PBT-Verdachtsstoff eingestuft wurde bzw. inwieweit Hinweise auf P-oder B-Eigenschaften eines Stoffes vorliegen,
- Empfehlungen zur Neuaufnahme von Stoffen in die Messprogramme aus besonderem Anlass,
- Rückmeldungen, inwieweit zu bisher untersuchten Stoffen keine weiteren Monitoringdaten benötigt werden,
- Informationen über die Neuaufnahme von Stoffen in Anhang XIV der REACH-Verordnung bzw. über die Neuaufnahme von Stoffen in die Kandidatenliste der ECHA,
- Informationen über Neuzulassungen, Zulassungsrücknahmen und Stoffverbote,
- Informationen, inwieweit für Stoffe auf nationaler oder internationaler Ebene ein Verbot diskutiert wird,
- Informationen zur Prioritätensetzung bzgl. der Auswahl von Stoffen und Messorten für das Bodenmonitoring (s. Dokumentation des Workshops)

Ggf. können weitere Informationen von Nutzen für die Gestaltung von Monitoringprogrammen sein, die im Folgenden genannt werden:

- Informationen aus der Stoffregulierung wie ermittelte Risikoquotienten, Zulassungszeitpunkte und -fristen, Zulassungseinschränkungen und Ablauf von Genehmigungen,
- Informationen über die Art der zugelassenen Anwendungsarten (Produktart bei Bioziden, Einsatz in der Human- oder Tiermedizin bei Arzneimitteln),

- Verbrauchsmengen bzw. prognostizierte Eintragsmengen in die Umwelt,
- Hinweise auf zu erwartende Einsatzregionen (insbesondere bei Pflanzenschutzmitteln),
- Hinweise auf Kenntnisse aus aktuellen F+E-Vorhaben, soweit diese die PBT-Bewertung oder Funde in der Umwelt betreffen,
- Hinweise auf weitergehende Informationsquellen wie z.B. die Stoffdatenbank der ECHA[21] für Industriechemikalien (ECHA 2013a), die Stoffdossiers der European Food Security Authority (EFSA 2013a) oder die Datenbank EMPODAT des NORMAN-Netzwerkes (NORMAN 2014).

Wichtig sind vor allem Informationen über neu zugelassene bzw. registrierte Stoffe sowie aktualisierte Kenntnisnahme über bereits auf dem Markt vorhandene Substanzen. Neben einem zu etablierenden regelmäßigen Informationstransfer durch das UBA kann sich durch neue Kenntnisse auf Grund von Monitoringergebnissen ein zusätzlicher Informationsbedarf ergeben. In diesem Fall empfiehlt sich ein außerplanmäßiger, direkter Austausch zwischen dem Träger des Monitoringprogramms und dem FB IV des UBA, wie er beispielsweise zwischen der Umweltprobenbank und dem FB IV bereits schon geführt wird (zu Fallbeispielen s. Anlage 7 dieses Berichtes). Auf dem Workshop wurde angeregt, dass von Seiten der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Chemikaliensicherheit (BLAC) in größerem Umfang als bisher Informationen an die Bundesländer übermittelt werden sollten.

4.2.2 Frequenz des Datentransfers aus der Stoffbewertung und -regulierung an die Träger der Monitoringprogramme

Ein regelmäßiger Datentransfer zu den in Abschnitt 4.2.1 genannten Punkten sollte wie in Abschnitt 4.2.3 dargelegt viertel- oder halbjährlich erfolgen, um den Trägern der Monitoringprogramme eine zeitnahe Gestaltung ihrer Messprogramme unter Berücksichtigung aktueller Kenntnisse zu ermöglichen. Für jährliche anfallende Daten wie z.B. Verbrauchsmengen bzw. prognostizierte Eintragsmengen (z.B. bei Arznei- oder Pflanzenschutzmitteln) bietet sich eine jährliche Berichterstattung an.

4.2.3 Organisation des Datentransfers aus der Stoffbewertung und -regulierung an die Träger der Monitoringprogramme

Der Daten- bzw. Informationstransfer vom UBA, FB IV zu den Trägern der Monitoringprogramme, die von den Ländern betrieben werden, läuft in der Regel über FB II des UBA und speziell für den Wasserbereich über den LAWA Expertenkreis „Stoffe“, in dem sowohl die Länder als auch das UBA, FG II 2.4 vertreten sind. Dieser Weg hat sich in der Vergangenheit bewährt (siehe Beispiel Cybutryn, Abschnitt 3.1.2) und wird weiter intensiviert. Empfohlen wird hier, den Informationsfluss effizienter zu gestalten, um mit Hilfe einer institutionalisierten Kommunikationsstruktur einen systematischen und regelmäßigen Informationstransfer zu gewährleisten. Zum gemeinsamen Informationsaustausch könnte ein Internetportal oder auch

[21] Die in der Stoffdatenbank der ECHA bereit gestellten Daten sind nur teilweise öffentlich zugänglich. Von den im Rahmen von Kap. 4 betrachteten REACH-Chemikalien waren Informationen nur zu zehn Stoffen einsehbar (Stand März 2013).

ein Bereich im Portal „WasserBLIcK“ dienen, in das von Seiten des FB IV regelmäßig (z.B. viertel- oder halbjährlich) relevante Stoffinformationen und auch konkrete Anfragen zu Monitoringdaten eingestellt werden. Auch die Länder sollten dieses Portal aktiv nutzen und ihrerseits relevante Monitoringdaten mitteilen, die außerhalb der Bund/Länder-Vereinbarung erhoben wurden. Von Interesse ist zudem die Nennung von Gründen für die Neuaufnahme eines Stoffes in das Messprogramm. Diese Praxis böte darüber hinaus den Vorteil eines erweiterten Informationsaustausches der Länder untereinander. Die Struktur des Portals und seine Nutzungsmöglichkeiten sollten zwischen UBA und Ländern gemeinsam diskutiert bzw. erarbeitet werden. Zusätzlich könnte das Portal von Dritten als Informationsquelle genutzt werden, die keinen Zugriff zur Einstellung eigener Daten erhielten.

Als Alternative zur Einrichtung eines Internetportals wäre die turnusgemäße Versendung eines Newsletters an die Träger der Monitoringprogramme denkbar. Bei dieser Option besteht jedoch der Nachteil eines einseitigen Informationsflusses. Ggf. ist die Versendung eines Newsletters als ergänzendes Informationsmedium vorstellbar. Die Option einer regelmäßigen Veranstaltung zum Austausch mit VertreterInnen aus Monitoring und Stoffbewertung und -regulierung wurde bereits in Abschnitt 4.1.5 beschrieben.

Auf dem Workshop wurde deutlich, dass sich die Träger der Monitoringprogramme bisher wenig mit den Ergebnissen der Stoffbewertung zu neuen Substanzen befassen. Für einen Informationsaustausch zwischen beiden Seiten bedürfe es weiterer Routine. In diesem Zusammenhang wurde auf das Arbeitspapier von Ahting et al. (2012) hingewiesen, in dem bisher nicht geregelte gewässerrelevante Stoffe mit Angabe von PNEC-Werten benannt werden. Initiiert durch dieses Papier seien erste Schritte zu einem Informationsaustausch zwischen Stoffbewertung und Monitoring getan worden. Für den Austausch zwischen FB II und FB IV des UBA seien Kapazitäten und ein organisatorischer Rahmen notwendig. Neben FB IV des UBA sollten auch andere Institutionen, die mit der Umweltrisikobewertung befasst sind, wie z.B. Forschungseinrichtungen und NGOs, als Informationsquelle einbezogen werden. Als Problem wurde genannt, dass Stoffdaten, zumindest für den Vollzug nach der REACH-Verordnung, Eigentum des Zulassungsinhabers und daher in vielen Fällen nicht öffentlich zugänglich seien.

Ein Beispiel für einen bereits engen Austausch zwischen Umweltmonitoring und Stoffbewertung und -regulierung stellt die Umweltprobenbank des Bundes dar. Da sowohl die Zuständigkeit für das Management der UPB als auch die Risikobewertung von Stoffen im Umweltbundesamt angesiedelt sind, ist in diesem Bereich prinzipiell eine Vernetzung vorhanden. Der Umweltteil der UPB ist im Fachbereich II - Binnengewässer angesiedelt. Seit einigen Jahren erfolgt die Kommunikation über den UBA-internen UPB-Begleitkreis, an dem neben VertreterInnen des Fachgebiets, das die UPB koordiniert, auch VertreterInnen aus den Fachgebieten, die potentiell UPB-Ergebnisse nutzen können, teilnehmen. Die Sitzungen finden ca. vierteljährlich statt. Durch die MitarbeiterInnen des Fachbereiches IV – Chemikaliensicherheit werden entsprechend der aktuellen Bewertungserfordernisse Vorschläge für die Durchführung von Monitoringstudien eingebracht. In den letzten Jahren wurden so beispielsweise Untersuchungen zu perfluorierten Verbindungen (z.B. PFOS in Umwelt- und Humanproben) sowie zu Malachitgrün (Tierarzneimittel) und dessen Transformationsprodukt Leukomalachitgrün in Fischen initiiert. Die im UPB-Begleitkreis geführte Kommunikation sollte in das oben genannte Informationsportal integriert werden, um eine zusätzliche systematische Information für die Träger der Monitoringprogramme zu gewährleisten.

5 Konzept für die Ermittlung potenzieller Problemstoffe (Schwerpunkt PBT-Stoffe) und ihre gezielte Reevaluierung sowie Bewertung der Repräsentanz bekannter PBT-Stoffe in Monitoringproben

Im Rahmen von Kap. 2 und 3 wurde eine Übersicht über bestehende Monitoringprogramme dargestellt und deren Nutzbarkeit für die Stoffbewertung und -regulierung erarbeitet. In Kap. 4 werden konkrete Vorschläge zur Nutzung von Monitoringdaten in der Stoffbewertung und -regulierung gemacht. Darauf aufbauend wird im Rahmen von Kap. 5 ein Konzept für die Ermittlung potenzieller Problemstoffe und das Vorgehen für die Reevaluierung erarbeitet, wobei der Schwerpunkt auf PBT-(Verdachts-) Stoffen und der Bewertung der Aspekte Persistenz und Bioakkumulation / Biomagnifikation liegt.

Wie in Abschnitt 4.1.2 für die verschiedenen Stoffvollzüge diskutiert, können Monitoringdaten für bestimmte Fragestellungen im Rahmen der Stoffbewertung und -regulierung genutzt werden. Dabei handelt es sich um in der Literatur beschriebene, teilweise aber auch schon in gesetzlichen Regelungen umgesetzte Vorgehensweisen. So können beispielsweise bei der Bewertung möglicher PBT-Stoffe im Rahmen von REACH Monitoringdaten verwendet werden (EG 2011a, ECHA 2012a). Es ist zu prüfen, ob für einen zu bewertenden Stoff Monitoringdaten Anlass zur Besorgnis geben. Im Falle der Schlussfolgerung, dass ein Stoff weder „P' noch ‚vP' ist, ist beispielsweise zu prüfen, ob es dazu widersprüchliche Daten aus Monitoringprogrammen gibt (vgl. ECHA 2012a). Auch bei der Bewertung der Bioakkumulation und Biomagnifikation sind Monitoringdaten zu berücksichtigen (ECHA 2012a).

Wie die Umfrage zur Nutzung des Umweltmonitoring im Rahmen der Stoffbewertung in fünf EU-Mitgliedsstaaten ergab (siehe Abschnitt 2.3.2 ‚Auswertung der Antworten zur internationalen Umfrage Umweltmonitoring und Risikobewertung'), werden Daten aus dem Umweltmonitoring bislang nur wenig genutzt, um ein Ferntransportpotenzial (und damit auch die Persistenz) oder die Bioakkumulation / Biomagnifikation im Rahmen der Stoffbewertung zu belegen. In Antworten aus Dänemark und Großbritannien wurde berichtet, dass für Rodentizide (Antikoagulantien der zweiten Generation) Monitoringdaten im Rahmen der Stoffbewertung für den Nachweis bioakkumulierender Eigenschaften genutzt werden. So werden in beiden Staaten Untersuchungen von tot aufgefundenen Wildtieren (z.B. Raubvögel) durchgeführt (siehe z.B. Christensen et al. 2012, Hughes et al. 2013). Konkrete Hinweise, wie solche Daten in der Stoffbewertung und -regulierung verwendet werden, wurden aber nicht berichtet.

In den folgenden Abschnitten werden Konzepte für die Verwendung von Monitoringdaten zur Ermittlung potenzieller Problemstoffe (PBT- und vPvB-Stoffe) diskutiert und operationalisiert (Abschnitt 5.1). Anschließend werden die vorhandenen Monitoringprogramme anhand von Beispielstoffen in Hinblick auf ihre Eignung überprüft, Hinweise auf Persistenz, Ferntransport und Bioakkumulation /-magnifikation zu liefern (Abschnitt 5.2). Es wird darauf eingegangen, wie die Notwendigkeit einer erneuten Bewertung der Umweltgefährlichkeit von anhand von Monitoringdaten identifizierten Problemstoffen wissenschaftlich zu begründen ist (Abschnitt 5.3). Für die im Rahmen des Projekts betrachteten Substanzen (vgl. Tab. 12, Kap. 4) wird überprüft, ob Zielfestlegungen im Rahmen von gesetzlichen Regelungen überschritten werden (Abschnitt 5.4).

5.1 Konzepte zur Ermittlung potenzieller Problemstoffe (Schwerpunkt PBT-Stoffe) anhand von Monitoringdaten

Für die in Kap. 4 als relevant identifizierten Monitoringprogramme (vgl. Tab. 13 bis 17) wird in diesem Abschnitt dargestellt, wie sie prinzipiell zum Beleg der Eigenschaften Persistenz, Ferntransportpotential oder Bioakkumulation[22] / Biomagnifikation[23] von Kandidatenstoffen genutzt werden können.

Reine medienorientierte Programme (z.B. Wasser, Boden) sind prinzipiell geeignet, Hinweise auf Persistenz oder gegebenenfalls auf ein mögliches Ferntransportpotential zu geben. Aus Monitoringprogrammen für Biota können Hinweise auf eine Bioakkumulation gewonnen werden, sofern der Stoff auch im umgebenden Medium (Wasser, Sediment, Boden) untersucht wird. Wird in einem Monitoringprogramm eine Substanz im Gewebe von zwei oder mehr biologischen Spezies aus einem Nahrungsnetz, die jeweils in einem Räuber-Beute-Verhältnis stehen, analysiert, kann eine Untersuchung auf das Vorliegen einer Biomagnifikation oder trophischen Magnifikation erfolgen.

Bei der Auswahl des geeigneten Umweltkompartiments für das Monitoring ist nicht nur zu berücksichtigen, in welches Medium eine mögliche Emission erfolgt, sondern es sind auch Anreicherungs-, Verlagerungs- und Verteilungsprozesse zu betrachten. So kann ein Stoff, der in die Wasserphase emittiert wird (z.B. durch Spraydrift bei der Applikation eines Pflanzenschutzmittels), im Gewässer an Partikel adsorbieren oder durch Organismen aufgenommen werden. Bei nur gering wasserlöslichen Wirkstoffen geht eine bei der Anwendung eventuell durch Formulierungshilfsstoffe erreichte Löslichkeit bei der Verdünnung im Gewässer verloren. Bei lipophilen Stoffen ist insbesondere auch die Bioakkumulation im Fettgewebe von Organismen zu berücksichtigen. Allerdings können auch andere Stoffe die Tendenz haben, sich in Organismen anzureichern. Beispielsweise wird PFOS an Proteine gebunden, so dass es ebenfalls zu einer Bioakkumulation im Gewebe kommt (siehe Abschnitt 5.2.1).

Häufig kann für einen Stoff aufgrund der physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften und des mittels Modellen berechneten Bioakkumulationspotentials abgeschätzt werden, ob er statt in der Wasserphase besser in Biota oder in Schwebstoffen und Sedimenten untersucht werden sollte. Wenn keine weitergehenden Informationen vorliegen, kann als Faustregel davon ausgegangen werden, dass Substanzen, die einen Biokonzentrationsfaktor[24] (BCF) > 100 (oder – wenn kein BCF verfügbar ist – einen log K_{ow}[25] > 3) haben, potentiell bioakkumulierend sind

[22] Bioakkumulation umfasst die Anreicherung einer Substanz aus dem Medium und aus der Nahrung (Arnot & Gobas 2006, EC 2011a).

[23] Biomagnifikation ist die Anreicherung einer Substanz aus der Nahrung (Arnot & Gobas 2006, EC 2011a).

[24] Biokonzentration ist die Anreicherung aus dem Medium (hier: Wasser) über die Körperoberflächen. Der Biokonzentrationsfaktor ist das Verhältnis der Substanzkonzentration im Organismus zur Substanzkonzentration im Wasser. Er kann nur unter kontrollierten Bedingungen bestimmt werden, d.h. in Laborversuchen, in denen die Testorganismen unkontaminiertes Futter erhalten (Arnot & Gobas 2006, EC 2011a).

[25] K_{ow}: Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient.

und dass Substanzen mit einem log K_{oc}[26] > 4 potentiell an Schwebstoffe bzw. Sedimente sorbieren (siehe z.B. Rüdel et al. 2007). Die Untersuchung in den Kompartimenten Schwebstoff bzw. Sediment oder Biota hat den Vorteil, dass hier der analytische Nachweis der Zielstoffe aufgrund der Anreicherung mit geringerem Aufwand (bzw. früher, d.h. schon nach kürzerem Akkumulationszeitraum) möglich ist als in der Wasserphase.

Tab. 19 Übersicht über Monitoringprogramme und ihre mögliche Nutzung zum Beleg von Persistenz, Ferntransportpotential und Bioakkumulation / Biomagnifikation von Stoffen.

Monitoringprogramm	Medium bzw. Kompartiment	Nutzung zum Beleg von	Nutzbarer Parameter	Kommentar
Umweltprobenbank des Bundes	Boden, Schwebstoffe, Biota	Persistenz	Trend (Zeitreihe)	Nur in Verbindung mit Emissions-bzw. Verbrauchsdaten
	Biota und Boden	Bioakkumulation	Biota-Boden-AF	-
	Biota und Schwebstoffe	Bioakkumulation	Biota-Schwebstoff-AF	-
	Mind. 2 Biota-Spezies aus einem Nahrungsnetz	Biomagnifikation	BMF, TMF	Derzeit fehlen noch Daten zur Trophiestufe der UPB-Spezies
IKSE Sediment-monitoring	Schwebstoffbürtige Sedimente	Persistenz	Trend (Zeitreihe)	In Verbindung mit Emissions- bzw. Verbrauchsdaten
Fischmonitoring der Bundesländern	Wasser, Biota	Bioakkumulation	BAF bzw. Wasser- und Biota-konzentrationen	-
MONARPOP	Boden, Biota	Persistenz	Trend (Zeitreihe)	In Verbindung mit Emissions- bzw. Verbrauchsdaten
		Ferntransport	Möglichst Konzentrations-daten mehrerer Jahre	Ausschluss lokaler Eintragsquellen erforderlich
AMAP	Boden, Biota, limnische und marine Sedimente, Eisbohrkerne	Ferntransport	Möglichst Konzentrations-daten mehrerer Jahre	Ausschluss lokaler Eintragsquellen erforderlich
Bioakkumulationsteiche an Kläranlagenabläufen (Bayern)	Biota (Karpfen)	Bioakkumulation	Möglichst Daten aus mehreren Teichen oder verschiedener Zeitpunkte	Daten zu Konzentrationen im Wasser nicht verfügbar (evtl. aus Konzentrationen in Kläranlagenabläufen abschätzbar)

[26] K_{oc}: Verteilungskoeffizient zwischen dem organischen Kohlenstoff im Boden oder Sediment und Wasser.

Monitoringprogramm	Medium bzw. Kompartiment	Nutzung zum Beleg von	Nutzbarer Parameter	Kommentar
Wanderfalken-monitoring (Baden-Württemberg)	Wanderfalkeneier	Persistenz	Möglichst Konzentrations-daten mehrerer Jahre	In Verbindung mit Emissions- bzw. Verbrauchsdaten

Abkürzungen: AF - Akkumulationsfaktor; AMAP - Arctic Monitoring and Assessment Programme; BAF – Bioakkumulationsfaktor; BMF - Biomagnifikationsfaktor; FGG – Flussgebietsgemeinschaft; MONARPOP - Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and other Organic Pollutants; TMF - Trophischer Magnifikationsfaktor.

Die Verteilung in der Umwelt kann auch durch Modellrechnungen abgeschätzt werden (z.B. Mackay-Fugazitätsmodelle unterschiedlicher Komplexität; implementiert im Software-Tool EPI Suite v4.11, U.S. EPA 2012). Falls keine experimentellen Daten zur Verfügung stehen, können QSAR-Methoden[27] zur Abschätzung der entsprechenden Substanzeigenschaften verwendet werden (z.B. EPI Suite v4.11, U.S. EPA 2012). Allerdings sollten die QSAR-Ergebnisse auf Plausibilität geprüft werden. Mögliche Validitätsgrenzen (z.B. bei der Anwendung für bestimmte Stoffklassen) sind zu beachten. Falls es Zweifel an der Anwendbarkeit der Modelle gibt oder diese keine schlüssigen Ergebnisse liefern, können gerade Monitoringuntersuchungen klären, ob der Stoff im fraglichen Kompartiment tatsächlich vorkommt.

Nur in wenigen Fällen werden ausreichende Monitoringdaten für einen zu bewertenden Stoff direkt verfügbar sein. In den aktuellen Monitoringprogrammen werden insbesondere schon als besorgniserregend identifizierte Stoffe routinemäßig überwacht (z.B. nach WRRL oder OGewV). Gegebenenfalls ist der Träger eines geeigneten Monitoringprogramms zu kontaktieren, um zu prüfen, ob der interessierende Stoff zukünftig zusätzlich berücksichtigt werden kann. Im Falle der Umweltprobenbank des Bundes kann dagegen auch ein retrospektives Monitoring archivierter Proben erfolgen.

Das Vorgehen zum Beleg verschiedener Stoffeigenschaften durch Monitoringdaten wird in den folgenden Abschnitten konkretisiert.

5.1.1 Beleg der Persistenz durch Zeitreihen-Studien

Unter bestimmten Randbedingungen können chemisch-analytische Monitoringdaten aus einem bestimmten Zeitraum Schlussfolgerungen hinsichtlich der Persistenz eines Stoffes zulassen. Der Beleg der Persistenz kann durch Zeitreihen-Studien erfolgen, in denen ansteigende Konzentrationstrends nachweisbar sind, wenn gleichzeitig konstante (oder sinkende) Verbrauchs- bzw. Emissionsmengen belegbar sind. Bei abnehmenden Einträgen sind auch gleichbleibende Konzentrationen ein Hinweis auf Persistenz (vgl. Abschnitt 4.1.1). Häufig fehlen aber gerade belastbare Daten zum Verbrauch bzw. zur Freisetzung von Stoffen (so erfolgt z.B. die Freisetzung aus Produkten häufig zeitlich deutlich getrennt von der Produktion). Die Emissionsdaten sollten sich auf die Region beziehen, in der das Monitoring erfolgte, sofern kein Eintrag von entfernten Quellen zu erwarten ist. Außerdem muss der Einfluss spezifischer lokaler Quellen ausgeschlossen werden können. Hinsichtlich der Probenart (Umweltmedium oder

[27] QSAR: Quantitative Struktur-Wirkungs-Beziehungen.

Biota) muss sichergestellt sein, dass die Zielsubstanz zu einem relevanten Anteil in dieses Kompartiment gelangt bzw. dass die Matrix eine Indikatorfunktion für das Vorkommen dieses Stoffes in der Umwelt hat.

Wegen der durch die Wasserrahmenrichtlinie gesetzten Anforderungen stellen neben dem Grundwasser Oberflächengewässer, insbesondere Fließgewässer, das am häufigsten untersuchte Umweltmedium dar. Die Mehrzahl der Untersuchungen erfolgt in der Wasserphase. Für eine Vielzahl organischer Stoffe liegen daher Zeitreihen zu Konzentrationen in der Wasserphase von Fließgewässern vor. Die Stoffkonzentration in der Wasserphase eines Fließgewässers stellt jedoch aufgrund des strömungsbedingten Transportes nur eine Momentaufnahme der Belastung dar. Zeitreihen über die Belastung in Fließgewässern sind daher selbst bei Kenntnis der Eintragsmengen nur bedingt aussagekräftig. Einen Hinweis auf Persistenz können hingegen Daten über die Belastung im Längsprofil eines Fließgewässers geben, sofern die Eintragsquellen bekannt sind. Hinsichtlich zeitlicher Trends bieten Messergebnisse aus Standgewässern einen genaueren Anhaltspunkt über die Persistenz eines Stoffes, vorausgesetzt, der Stoff verbleibt wegen seiner physikalisch-chemischen Eigenschaften in der Wasserphase.

Lagern sich Stoffe aufgrund ihrer Sorptionseigenschaften bevorzugt an Feststoffe an, können Sedimente Aufschluss über ihre Persistenzeigenschaften geben. Hierbei können Zeitreihen zur Sedimentbelastung oder Konzentrationsangaben aus Tiefenprofilen genutzt werden. Bei der Bewertung der Persistenz von HBCDD konnte anhand von Monitoringdaten belegt werden, dass der Stoff in Sedimenten wesentlicher langsamer abgebaut wird als die Ergebnisse der Labortests erwarten ließen (EC 2008, Ergebnisse der Abbautests: siehe Tabelle 6 in der Referenz). Hierbei wurde u.a. auf Untersuchungen von Sedimentkernen aus der Bucht von Tokyo (Japan) Bezug genommen, in denen ein signifikanter Anstieg der Konzentrationen seit den 1980er Jahren zu verzeichnen war (Minh et al. 2007, zitiert in EC 2008). In tieferen Sedimentschichten eingelagerte Schadstoffe sind jedoch nicht in jedem Fall immobilisiert. Durch Hochwasserereignisse können in Fließgewässern Sedimente auch aus tieferen Schichten remobilisiert werden und die in ihnen enthaltenen Schadstoffe können erneut in die Wassersäule gelangen. In Hinblick auf Aussagen zur Persistenz verlässlichere Daten sind daher durch die Untersuchungen von Sedimenten aus Standgewässern und ggf. auch aus Meeresbuchten zu erwarten. Neben Monitoringdaten der abiotischen Umwelt können bei Kenntnis der Eintragsmengen auch Zeitreihen zur Belastung von Biota Aufschluss über die Persistenz eines Stoffes geben. Hierbei sind jedoch Metabolismus und Exkretion durch die Organismen zu beachten.

Um eine sichere Trenderfassung zu ermöglichen, sollten mindestens Daten aus 5 bis 7 Jahren vorliegen. Die Trenderfassung (siehe auch Abschnitt 4.1.4) sollte auf Basis eines geeigneten mathematischen Modells erfolgen (z.B. lineare Regression der Originalkonzentrationswerte bzw. der logarithmierten Daten). Die Trenddaten (z.B. als Änderung des Gehalts in % pro Jahr) sollten einschließlich der Angaben zum statistischen Signifikanzniveau und zum 95%-Vertrauensbereich des Trendwerts berichtet werden. Alternativ kann gegebenenfalls auch ein nichtparametrischer Test verwendet werden (z.B. Mann-Kendall-Test). Für die Trendauswertung stehen neben statistischer Standard-Software auch verschiedene leicht zu bedienende Software-Tools (z.B. als Microsoft Excel-Applikation) zur Verfügung.

Für die Bewertung der Persistenz sind auch bestimmte Proben aus dem Archiv der Umweltprobenbank (UPB) geeignet. Dort stehen Zeitreihen von bei Tiefsttemperaturen gelagerten, standardisierten biologischen Proben sowie von Boden und Gewässer-Schwebstoffen zur Verfügung (siehe Anlage 2.6). Der Vorteil bei der Nutzung von UPB-Proben liegt darin, dass die

Untersuchung auf einen bestimmten Stoff, der bereits in die Umwelt eingetragen wurde, umgehend und retrospektiv erfolgen kann (sofern eine geeignete Analysenmethode verfügbar ist), da die Proben bereits existieren.

Das prinzipielle Vorgehen für den Beleg der Persistenz eines Stoffes durch Zeitreihen-Studien ist in Abb. 3 dargestellt. Um möglichst plausible Ergebnisse zu erzielen, sollten Monitoringdaten aus verschiedenen Regionen ausgewertet werden (Repräsentativität). Da die Datenlage häufig sehr heterogen ist, ist es allerdings schwierig, allgemeine Anforderungen zu formulieren. Die Darlegung der Schlussfolgerungen ist häufig nur in Form einer *weight of evidence*-Argumentation möglich.

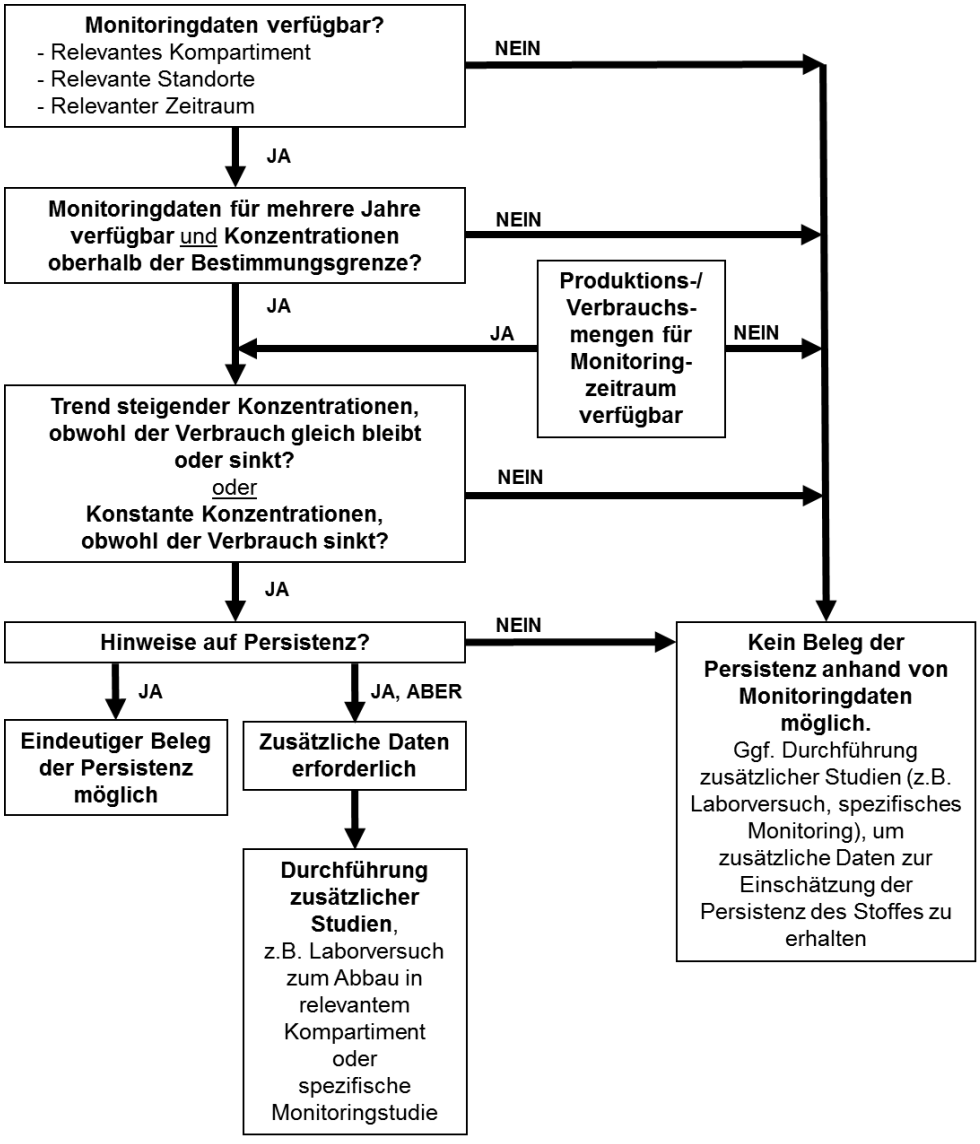

Abb. 3 Flussdiagramm zur Vorgehensweise beim Beleg der Persistenz unter Verwendung von Monitoringdaten.

Wenn nur sehr niedrige Konzentrationen eines Stoffes im Bereich der analytischen Bestimmungsgrenze in einem Kompartiment gefunden werden, ist zu klären, ob die Werte plausibel sind. So sollte - insbesondere für breit genutzte und ubiquitär vorkommende Stoffe - geprüft werden, ob eine Kontamination während der Probenahme, Aufbereitung oder Analytik ausgeschlossen werden kann und ob der Eintragspfad auf Grundlage der Stoffeigenschaften nachvollziehbar ist. Eine niedrige Konzentration eines Stoffes, der nur in geringen Mengen

verwendet wird, ist anders zu bewerten als die einer Substanz, die in hohen Tonnagen in die Umwelt eingebracht wird. Bislang gibt es aber hierzu keine Bewertungskonventionen, d.h. keine klaren Regeln, wie Monitoringergebnisse eines Stoffes zu bewerten sind. Stattdessen ist eine stoffspezifische *weight of evidence*-Argumentation vorgesehen (ECHA 2012a).

Mittels Monitoringdaten ist nur der Beleg der Persistenz eines Stoffes möglich. Negative Befunde aus Monitoringprogrammen lassen aber nicht den Gegenschluss zu, dass ein Stoff nicht persistent ist. Da es unterschiedliche Eintragswege in die Umwelt und je nach Stoffeigenschaften verschiedene Senken für Stoffe geben kann, kann nicht ausgeschlossen werden, dass es in bestimmten Kompartimenten zu Anreicherungen kommt, auch wenn dies in anderen Kompartimenten nicht der Fall ist. Dies gilt insbesondere, da nicht zu erwarten ist, dass für einen Stoff umfassende Monitoringdaten vorliegen.

Generell ist die Datenlage für die verschiedenen Umweltmedien und Kompartimente sehr unterschiedlich. Während für die Wasserphase wie oben erwähnt relativ viele Monitoringdaten verfügbar sind (sowohl für viele Stoffe als auch für viele Messstellen), sind für Gewässersedimente oder Böden nur Monitoringergebnisse für wenige Stoffe an wenigen Standorten verfügbar (siehe auch Anlagen 2.1 bis 2.7). Für Biozide ergab eine Abfrage bei Monitoring-Institutionen, dass beispielsweise in Sedimenten bzw. Schwebstoffen nur einzelne Biozidwirkstoffe wie Organozinnverbindungen kontinuierlich untersucht werden (Rüdel & Knopf 2012). Ein Beispiel für ein kontinuierliches Sedimentmonitoring ist das Monitoringprogramm der IKSE. Hierbei werden vor allem Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe und Industriechemikalien untersucht (IKSE 2013).

5.1.2 Einstufung der Persistenz von Röntgenkontrastmitteln und Humanarzneimittelwirkstoffen durch den Vergleich von Umweltfrachten und Umwelteinträgen

Die im Folgenden dargelegte Auswertung zur Einstufung der Persistenz ist auf polare Stoffe anwendbar, die ausschließlich oder primär über Kläranlagen in Oberflächengewässer eingetragen werden. Die Auswertung beruht auf einem Vergleich der aus Monitoringdaten berechneten Frachten in einem Fließgewässers mit den basierend auf Verkaufszahlen ermittelten Umwelteinträgen für eine Reihe von Substanzen. Das Verhältnis zwischen der Fracht und dem Umwelteintrag ist dabei kein absolutes Maß für die Persistenz eines Stoffes, es sollte bei persistenten Substanzen jedoch größer sein als bei nicht persistenten (vgl. auch Abschnitt 4.1.1). Bei gleicher Qualität der verwendeten Daten lässt sich anhand der ermittelten Quotienten eine Rangliste erstellen, in der die Stoffe ihrer Persistenz entsprechend angeordnet sind. Wenn diese Rangliste auch Stoffe mit bekannter Persistenz enthält, erhält man für Stoffe, zu deren Persistenz keine / kaum Daten vorliegen, aufgrund ihrer Position in der Rangliste Hinweise auf eine mögliche Persistenz. Dieser Ansatz wird am Beispiel von ausgewählten Röntgenkonstrastmitteln (im Rhein) und Humanarzneimittelwirkstoffen (in Rhein und Elbe) erläutert.

<u>Auswertung für Rhein und Elbe - Methodik:</u>

Die Auswertung wurde für neun Substanzen durchgeführt: die nicht-ionischen jodhaltigen Röntgenkontrastmittel Iopamidol, Iopromid und Iomeprol, das Antiepileptikum / Psychopharmakon Carbamazepin, die Antibiotika Sulfamethoxazol und Clarithromycin, den Lipidsenker Bezafibrat und die nicht-steroidalen Entzündungshemmer Diclofenac und Ibuprofen. Laut Portal für Arzneimittelinformationen des Bundes und der Länder

(http://www.pharmnet-bund.de/dynamic/de/index.html) ist Sulfamethoxazol als Human- und Veterinärpharmakon zugelassen, während die übrigen Wirkstoffe nur als Humanpharmaka zugelassen sind. Humanarzneimittel werden überwiegend über Kläranlagenabläufe in Oberflächengewässer eingetragen.

Für die untersuchten Arzneimittelwirkstoffe wurden Daten zur Persistenz recherchiert. Für die meisten Wirkstoffe liegen DT_{50}-Werte aus Bioabbautests in Wasser-Sedimentsystemen vor (siehe Tab. 20). Ein Teil dieser Tests wurde in Anlehnung an die OECD-Prüfrichtlinie 308 (OECD 2002a) durchgeführt. Für einige Substanzen liegen jedoch nur Daten aus Nichtstandardtests vor (z.B. mittels Laborfließrinne ermittelte DT_{50}-Werte für Bezafibrat und Diclofenac). Für Clarithromycin konnten trotz umfangreicher Recherche nur Daten aus einem Test auf leichte biologische Abbaubarkeit identifiziert werden (siehe Tab. 20).

Ergänzend wurden Daten zur Entfernung der untersuchten Wirkstoffe aus dem Abwasser zusammengestellt, wobei nur konventionelle Kläranlagen mit Belebtschlammverfahren berücksichtigt wurden (Tab. 20). Diese Daten liefern weitere Informationen zur Abbaubarkeit der Stoffe. Sie wurden außerdem für die Berechnung der Frachten im Fließgewässer benötigt (s.u.).

Aufgrund der Polarität und damit Hydrophilität der Moleküle trägt die Sorption an Klärschlamm für die meisten Pharmaka nicht signifikant zur Entfernung aus dem Abwasser bei (Verlicchi et al. 2012). Für die Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Sulfamethoxazol, Clarithromycin, Diclofenac und Ibuprofen und das Röntgenkontrastmittel Iopromid werden weniger als 5% der Substanz durch Sorption an Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt (Clara et al. 2004, Ternes et al. 2004, Joss et al. 2006). Auch für die übrigen jodhaltigen Röntgenkontrastmittel ist wegen ihrer hohen Polarität die Sorption an Klärschlamm begrenzt (Kormos et al. 2010). Ein signifikanter Beitrag der Sorption an Klärschlamm zur Entfernung aus dem Abwasser ist erst bei Feststoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_d) für Klärschlamm von > 500 L/kg zu erwarten (Ternes et al. 2004). Die K_d-Werte für die untersuchten Wirkstoffe liegen sämtlich unter diesem Wert (Tab. 20). Für Bezafibrat konnten keine experimentellen Daten zur Sorption identifiziert werden. Aufgrund der negativen Ladung des Moleküls bei neutralem pH-Wert ist jedoch eine Sorption an die normalerweise ebenfalls negativ geladenen Klärschlammpartikel unwahrscheinlich (Verlicchi et al. 2012).

Die Entfernung der Wirkstoffe aus dem Abwasser wurde in den meisten Fällen anhand von Konzentrationen im Zu- und Ablauf berechnet, wobei jeweils Mittelwerte aus mehreren Probenahmen (oft 24 h-Mischproben) verwendet wurden (siehe z.B. Miège et al. 2009, Verlicchi et al. 2012). Zum Teil wurden die Berechnungen auch anhand der Frachten im Zu- bzw. Ablauf durchgeführt (z.B. Joss et al. 2005). Die Entfernungsraten aus dem Abwasser, die in verschiedenen Arbeiten gefunden wurden, unterscheiden sich oft relativ stark voneinander (Joss et al. 2006, Miège et al. 2009, Verlicchi et al. 2012, siehe Tab. 20). Dies ist vor allem auf verfahrenstechnische Unterschiede bei der Abwasserbehandlung zurückzuführen. Einer der Haupteinflussfaktoren ist das Schlammalter (die Schlammretentionszeit) in den Kläranlagen. Ein höheres Schlammalter ermöglicht den Abbau von Wirkstoffen durch langsamer wachsende und ggf. adaptierte Mikroorganismen und verbessert die Abtrennbarkeit des Klärschlamms (vgl. Review von Verlicchi et al. 2012). Unterschiedliche Abbauraten werden v.a. zwischen Kläranlagen mit einem sehr geringen Schlammalter (< 10 Tage) und Anlagen mit einem höheren Schlammalter gefunden (Clara et al. 2005). Weitere Einflussfaktoren sind die hydraulische Verweilzeit und die

Temperatur (Verlicchi et al. 2012). Zur Berechnung der Frachten im Fließgewässer wurden mittlere Entfernungsraten aus dem Abwasser (in Tab. 20 grau unterlegt) verwendet.

Anhand der in Tab. 20 zusammengestellten Daten können die untersuchten Arzneimittelwirkstoffe wie folgt eingeordnet werden: Carbamazepin ist mit mittleren Entfernungsraten aus dem Abwasser von 10 und 18% (Miège et al. 2009, Verlicchi et al. 2012) eins der persistentesten Pharmaka in Kläranlagen. Es ist in der Umwelt so persistent, dass es z.T. als Tracer für die Verschmutzung durch Abwasser genutzt wird (z.B. Clara et al. 2004, Kunkel & Radke 2012). Die DT_{50}-Werte für die Wasserphase liegen bei 47 d (Löffler et al. 2005) bzw. 82 d (Lam et al. 2004). Der DT_{50}-Wert für das gesamte Wasser-Sediment-System ist mit 328 d deutlich höher (Löffler et al. 2005). Iopamidol weist mit einer Entfernungsrate aus dem Abwasser von 17% (Ternes et al. 2007) und einer DT_{50} von 44 d für die Wasserphase (Kormos et al. 2010) ebenfalls eine relativ hohe Persistenz auf. Im mittleren Bereich folgen Iopromid, Iomeprol und Sulfamethoxazol. Für Diclofenac, Clarithromycin und Bezafibrat ist eine Einordnung schwierig, da nur DT_{50}-Werte aus Tests vorliegen, die nicht mit standardisierten Bioabbautests in Wasser-Sedimentsystemen vergleichbar sind. In Laborfließrinnen wurden Diclofenac und Bezafibrat relativ rasch abgebaut, die DT_{50}-Werte lagen aber über jenen von Ibuprofen im selben Testsystem (Kunkel & Radke 2008, vgl. Tab. 20). Ibuprofen ist mit einer DT_{50} von 10 d für die Wasserphase (Löffler et al. 2005) leicht abbaubar und wird auch in Kläranlagen gut abgebaut (vgl. Tab. 20).

Tab. 20 Bioabbau, Feststoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten und Entfernungsraten aus dem Abwasser in konventionellen Kläranlagen mit Belebtschlammverfahren für die untersuchten Röntgenkontrastmittel und Arzneimittelwirkstoffe.

Substanz	Bioabbau (Halbwertszeit, DT_{50})	Verteilungskoeffizient Feststoff/Wasser (K_d)	Entfernung aus dem Abwasser in konventionellen Kläranlagen (% bezogen auf die Konzentration im Kläranlagenzulauf)
Iopamidol	Wasser-Sedimentsystem: DT_{50}: 44 d für linearen Bereich (Wasserphase) DT_{50}: 64 d inkl. lag-Phase (Wasserphase) Boden-Wassersystem: DT_{50}: 42 d für linearen Bereich (Wasserphase), keine lag-Phase, Biotransformation, keine Mineralisation (Kormos et al. 2010)	k.A.	Keine Entfernung aus dem Abwasser (Schlammalter: 4-6 d, Ternes & Hirsch 2000) **17%** (Schlammalter: 12-14 d, Ternes et al. 2007) 35% (Schlammalter: 16 d, Kormos et al. 2011)
Iopromid	Wasser-Sedimentsystem: DT_{50}: 29 d (Wasserphase), Mineralisierung: <1% (in Anlehnung an TG 308, OECD 2002a, Löffler et al. 2005) Klärschlamm / Test auf leichte biologische Abbaubarkeit: kein Abbau in 28 d (Prüfrichtlinie 301E; OECD 1992, Steger-Hartmann et al. 1999)	Sekundärschlamm: K_d: 11 L/kg (Ternes et al. 2004) Sediment: < 25% Sorption (in Anlehnung an TG 308, OECD 2002a, Löffler et al. 2005)	Keine Entfernung aus dem Abwasser (Schlammalter: 4-6 d, Ternes & Hirsch 2000) 20-95% (Schlammalter: 4-60 d; Joss et al. 2006) 83% (Schlammalter: 12-14 d, Ternes et al. 2007) 90% (Schlammalter: 16 d, Kormos et al. 2011) **50%** (Mittelwert aus Literaturdaten, Verlicchi et al. 2012)

Iomeprol	Wasser-Sedimentsystem: DT_{50}: 15 d für linearen Bereich (Wasserphase) DT_{50}: 42 d inkl. lag-Phase (Wasserphase) Boden-Wassersystem: DT_{50}: 21 d für linearen Bereich (Wasserphase), keine lag-Phase, Biotransformation, keine Mineralisation (Kormos et al. 2010)	k.A.	Keine Entfernung aus dem Abwasser (Schlammalter: 4-6 d, Ternes & Hirsch 2000) 89% (Schlammalter: 12-14 d, Ternes et al. 2007) **84%** (Schlammalter: 16 d, Kormos et al. 2011)
Substanz	**Bioabbau (Halbwertszeit, DT_{50})**	**Verteilungskoeffizient Feststoff/Wasser (K_d)**	**Entfernung aus dem Abwasser in konventionellen Kläranlagen (% bezogen auf die Konzentration im Kläranlagenzulauf)**
Carbamazepin	Wasser-Sedimentsystem: DT_{50}: 328 d (gesamtes System), DT_{50}: 47 d (Wasserphase; in Anlehnung an TG 308, OECD 2002a, Löffler et al. 2005) Teichstudie: DT_{50}: 82 d (Wasserphase, Lam et al. 2004) Meerwasser: DT_{50}: 96 d bis > 100 d (Benotti & Brownawell 2009)	Sekundärschlamm: K_d: 1,2 L/kg (Ternes et al. 2004) K_d: 17 L/kg (Wick et al. 2009) K_d: 34 u. 66 L/kg (Urase & Kikuta 2005) Sediment: K_d: 1,3 L/kg, 40% Sorption (Löffler et al. 2005) K_d: 0,2–5,4 L/kg (Scheytt et al. 2005) K_d: 0,1–1,8 L/kg (Yamamoto et al. 2009)	7% (Ternes 1998) < 20% (Schlammalter: 18 d, Wick et al. 2009) < 40% (Schlammalter: 4-60 d, Joss et al. 2006) Keine Entfernung aus dem Abwasser (Schlammalter 10-18 d, Radjenovic et al. 2009, Ternes et al. 2007, Wick et al. 2009) ca. **10%** (Mittelwert aus 42 Literaturdaten; Miège et al. 2009) 18% (Mittelwert aus Literaturdaten, Verlicchi et al. 2012)

Sulfamethoxazol	Wasser-Sedimentsystem: DT_{50}: 17 d (Wasserphase; basierend auf TG 308, OECD 2002a, Radke et al. 2009) DT_{50}: 13–22 d (Wasserphase), DT_{50}: 11-16 d (Sediment; Xu et al. 2011) Süßwasser: DT_{50}: 11 d (Zhang et al. 2013) Sediment: DT_{50}: 10–17 d (Sedimente aus verschiedenen Seen, Zhang et al. 2013) Teichstudie: DT_{50}: 19 d (Wasserphase, Lam et al. 2004) Meerwasser: DT_{50}: 85 d bis > 100 d (Benotti & Brownawell 2009)	Sekundärschlamm: K_d: 260 L/kg (Joss et al. 2005, 2006) K_d: 114–400 L/kg (Göbel et al. 2005)	ca. 55-80% (Schlammalter: 10-25 d, Joss et al. 2005) ca. 50% (Schlammalter: 10-12 d), ca. 70% (Schlammalter: 21-25 d, Göbel et al. 2007) 24% (Schlammalter: 12-14 d, Ternes et al. 2007) 74% (Schlammalter: 10 d, Radjenovic et al. 2009) ca. 60% (Mittelwert aus 6 Literaturdaten, Miège et al. 2009) **52%** (Mittelwert aus Literaturdaten, Verlicchi et al. 2012)

Substanz	**Bioabbau (Halbwertszeit, DT_{50})**	**Verteilungskoeffizient Feststoff/Wasser (K_d)**	**Entfernung aus dem Abwasser in konventionellen Kläranlagen (% bezogen auf die Konzentration im Kläranlagenzulauf)**
Diclofenac	Wasser-Sedimentsystem: DT_{50}: 3,2 und 8,5 d (Wasserphase; Laborfließrinne mit schneller bzw. langsamer Fließgeschwindigkeit, Kunkel & Radke 2008) Abnahme der Konzentration im Wasser auf 7% innerhalb von 5 d (Säulensystem, Durchfluss, Gröning et al. 2007)	Sekundärschlamm: K_d: 16 L/kg (Ternes et al. 2004) K_d: 16 u. 32 L/kg (Urase & Kikuta 2005) Sediment: K_d: 0,6–4,7 L/kg (Scheytt et al. 2005)	69% (Ternes 1998) ca. 20-35% (Schlammalter: 10-25 d, Joss et al. 2005) 5-45% (Schlammalter: 4-60 d, Joss et al. 2006) 33% (Schlammalter: 12-14 d, Ternes et al. 2007) 22% (Schlammalter: 10 d, Radjenovic et al. 2009) ca. 30% (Mittelwert aus 79 Literaturdaten, Miège et al. 2009) **29%** (Mittelwert aus Literaturdaten, Verlicchi et al. 2012)
Clarithromycin	Klärschlamm / Test auf leichte biologische Abbaubarkeit: kein Abbau in 28 d; 24% Abbau in 28 d in Gegenwart von 5 mg/L Na-Acetat (TG 301D, OECD 1992; Alexy et al. 2004)	Sekundärschlamm: K_d: 260 L/kg (Joss et al. 2006) K_d: 262–400 L/kg (Göbel et al. 2005)	ca. 10% (Schlammalter: 10-25 d; Göbel et al. 2007) 54% (Schlammalter: 12-14 d, Ternes et al. 2007) ca. 45% (Mittelwert aus 6 Literaturdaten; Miège et al. 2009) **40%** (Mittelwert aus Literaturdaten, Verlicchi et al. 2012)
Bezafibrat	Wasser-Sedimentsystem: DT_{50}: 2,5 und 4,3 d (Wasserphase; Laborfließrinne mit schneller bzw. langsamer Fließgeschwindigkeit, Kunkel & Radke 2008)	k.A.	75% (Ternes 2001) 97% (Schlammalter: 12-14 d, Ternes et al. 2007) 81% (Schlammalter: 10 d, Radjenovic et al. 2009) ca. 65% (Mittelwert aus 28 Literaturdaten; Miège et al. 2009) **61%** (Mittelwert aus Literaturdaten, Verlicchi et al. 2012)

Substanz	Bioabbau (Halbwertszeit, DT_{50})	Verteilungskoeffizient Feststoff/Wasser (K_d)	Entfernung aus dem Abwasser in konventionellen Kläranlagen (% bezogen auf die Konzentration im Kläranlagenzulauf)
Ibuprofen	Wasser-Sedimentsystem: DT_{50}: < 6 d (gesamtes System) DT_{50}: 10 d (Wasserphase) Mineralisierung: 77% (in Anlehnung an TG 308, OECD 2002a, Löffler et al. 2005) DT_{50}: 1,2 und 2,5 d (Wasserphase; Laborfließrinne mit schneller bzw. langsamer Fließ-geschwindigkeit, Kunkel & Radke 2008)	Sekundärschlamm: K_d: 7 L/kg (Ternes et al. 2004) K_d: 72 u. 80 L/kg (Urase & Kikuta 2005) Sediment: K_d: 0,1–0,9 L/kg (Yamamoto et al. 2009) K_d: 0,2 und 1,7 L/kg (Scheytt et al. 2005) 9-17% Sorption (Löffler et al. 2005)	90% (Ternes 1998) >90% (Schlammalter: 10-25 d, Joss et al. 2005) 90-100% (Schlammalter: 4-60 d, Joss et al. 2006) 96% (Schlammalter: 12-14 d, Ternes et al. 2007) 99% (Schlammalter: 10 d, Radjenovic et al. 2009) ca. 75% (Mittelwert aus 125 Literaturdaten, Miège et al. 2009) **87%** (Mittelwert aus Literaturdaten, Verlicchi et al. 2012)

Die Tabelle enthält nur gemessene Werte. Alle Daten wurden in Süßwasser gewonnen, wenn nicht anders angegeben. Daten aus Tests auf leichte biologische Abbaubarkeitwurden nur mit aufgenommen, wenn keine / kaum Daten aus anderen Abbautests verfügbar waren. Zur Entfernung aus dem Abwasser in konventionellen Kläranlagen liegen sehr viele Daten vor. In die Tabelle wurden Daten aus Reviews und exemplarischen Arbeiten aufgenommen (grau unterlegt: ‚typischer' Wert für die Entfernung aus dem Abwasser in konventionellen Kläranlagen). k.A.: keine Angabe.

Viele Röntgenkontrastmittel und Arzneimittelwirkstoffe werden zu Transformationsprodukten abgebaut, die in der Umwelt nachweisbar sind. So werden die jodhaltigen Röntgenkontrastmittel (Iopromid, Iomeprol und Iopamidol) nicht mineralisiert, sondern es werden Transformationsprodukte gebildet, in denen die jodhaltige Ringstruktur noch erhalten ist (Löffler et al. 2005, Kormos et al. 2010, 2011). Diese Transformationsprodukte sind in Oberflächengewässern nachweisbar (Kormos et al. 2010, 2011). Ibuprofen wird im Wasser-Sedimentsystem zu 77% mineralisiert (Löffler et al. 2005), auch hier sind jedoch Transformationsprodukte in der Umwelt nachweisbar (z.B. Stumpf et al. 1998).

Für die genannten 9 Pharmaka liegen Messdaten über mehrere Jahre für die Messstelle Koblenz/Rhein vor (IKSR 2006-2012). Aus den Ergebnissen der 4-Wochen-Mischproben und den entsprechenden Abflusswerten des Rheins bei Koblenz wurden die Jahresfrachten für die einzelnen Wirkstoffe laut LAWA (2003) ermittelt.

Zur Abschätzung des jährlichen Umwelteintrags der Pharmaka standen die Verkaufszahlen (*sell-out*-Daten) für 2006-2012 in Deutschland zur Verfügung (IMS MIDAS® Hosp. & Pharm. 2013). Diese Verkaufszahlen wurden auf die Einwohnerzahl im deutschen und Schweizer Rheingebiet bis Koblenz (rd. 28 Mio.) bezogen, mit der vereinfachten Annahme, dass im Schweizer Teil des Rheingebietes ein ähnliches Konsumverhalten für diese Pharmaka besteht wie in Deutschland. Der Einwohnerfaktor (Einwohnerzahl Rheingebiet / Einwohnerzahl Deutschland gesamt) liegt somit bei 0,34.

Theoretisch könnte die Berechnung des Eintrags der Arzneimittelwirkstoffe in die Umwelt durch eine Berücksichtigung der Metabolisierung und Exkretion durch den Menschen verbessert werden. Praktisch ist es aber schwierig, ausreichend genaue / spezifische Informationen zu erhalten. Die Exkretionsraten für die unveränderten Wirkstoffe werden oft als relativ große Spannweiten angegeben (siehe z.B. Zusammenstellungen von Jjemba 2006 und Vieno 2007). Außerdem ist die Metabolisierung vieler Wirkstoffe relativ komplex. So wurden 30 Metaboliten des Carbamazepins im Urin identifiziert (vgl. Review von Shen 1997). Dazu kommt, dass vom Menschen ausgeschiedene Metaboliten z.T. in der Kläranlage oder in der Umwelt wieder in den Wirkstoff umgewandelt werden. So wird z.B. Sulfamethoxazol zu 15-25% als unveränderter Wirkstoff, zu ca. 43% als N4-Acetyl-Sulfamethoxazol, zu 9-15% als Sulfamethoxazol-N1-Glucuronid und zu 4-10% in Form von weiteren Metaboliten ausgeschieden (van der Ven et al. 1994, 1995 und Gill et al. 1996 zitiert in Radke et al. 2009). N4-Acetyl-Sulfamethoxazol, das bis zu 80% der gesamten Sulfamethoxazol-Fracht im Kläranlagenzulauf ausmachen kann, kann in der Kläranlage wieder in Sulfamethoxazol umgewandelt werden (Göbel et al. 2005, Kovalova et al. 2012). In Wasser-Sediment-Testsystemen werden sowohl N4-Acetyl-Sulfamethoxazol als auch Sulfamethoxazol-N1-Glucuronid relativ rasch durch mikrobielle Prozesse in Sulfamethoxazol umgewandelt (Radke et al. 2009). Auch andere dekonjugierbare Metaboliten von Arzneimittelwirkstoffen werden in der Kläranlage wieder aufgespalten, so dass der Wirkstoff freigesetzt wird. Das betrifft z.B. Metaboliten von Diclofenac, Ibuprofen und Carbamazepin (siehe z.B. Ternes 1998, Review von Verlicchi et al. 2012). Eine Berücksichtigung der Exkretionsraten bei der Berechnung des Eintrags von Arzneimittelwirkstoffen in die Umwelt ist daher nur sinnvoll, wenn klar ist, aus welchen Metaboliten der Wirkstoff in der Kläranlage oder im Oberflächengewässer wieder freigesetzt werden kann. Diese Metaboliten müssten in der Berechnung berücksichtigt werden. Im Rahmen des vorliegenden Vorhabens konnte keine umfassende Recherche zu allen relevanten Metaboliten durchgeführt werden. Außerdem ist davon auszugehen, dass die entsprechenden Informationen nicht für alle Wirkstoffe bzw. deren Metaboliten vorliegen. Daher wurde die Metabolisierung und Exkretion durch den Menschen bei der Berechnung der Einträge in die Umwelt nicht berücksichtigt. Röntgenkontrastmittel, die im menschlichen Körper nicht metabolisiert werden, und Arzneimittelwirkstoffe (die metabolisiert werden) werden jedoch getrennt voneinander ausgewertet. Außerdem wird bei der Auswertung der Ergebnisse der Einfluss von Metabolisierung und Exkretion im Menschen diskutiert (s.u.).

Bei der Abschätzung der Umwelteinträge wurden die mittleren Entfernungsraten in konventionellen Kläranlagen berücksichtigt (grau unterlegte Werte in Tab. 20). Für den Rhein wurden für die drei Röntgenkontrastmittel und die sechs Arzneimittelwirkstoffe die Quotienten (in %) aus den anhand von Monitoringdaten ermittelten Frachten und der abgeschätzten, über Kläranlagen eingetragenen Menge berechnet.

Für drei der Arzneimittelwirkstoffe (Carbamazepin, Diclofenac und Ibuprofen) liegen für die Jahre 2008-2012 auch Messdaten von den Elbe-Messstellen Schmilka (Grenzmessstelle zu Tschechien, km 3,9) und Schnackenburg (mittlere Elbe, km 474,5) vor (FGG Elbe Datenportal, http://www.fgg-elbe.de/elbe-datenportal.html). Aus den Ergebnissen der in der Regel 12 Einzelproben pro Jahr und den entsprechenden Abflusswerten der Pegel Schöna (für Schmilka) und Neu Darchau (für Schnackenburg) wurden die Jahresfrachten ermittelt. Im deutschen Einzugsgebiet der Elbe zwischen den beiden Messstationen leben rd. 16 Mio. Einwohner; der Einwohnerfaktor zur Abschätzung der Umwelteinträge liegt somit bei 0,18. Für die Elbe wurde der Quotient (in %) aus den Frachtdifferenzen (Schmilka - Schnackenburg) und den abgeschätzten, über Kläranlagen eingetragenen Mengen berechnet.

Bevor die Ergebnisse näher betrachtet werden, soll auf mögliche Unschärfen / Fehler eingegangen werden, die sich bei der beschriebenen Vorgehensweise ergeben können. Die Berechnung der Rheinfrachten aus Mischproben ist sehr zuverlässig und die verwendeten Analysenmethoden ergaben nur einen geringen Anteil von Werten unter der Bestimmungsgrenze. Die Elbefrachten wurden aus Einzelproben ermittelt, so dass die errechnete Fracht grundsätzlich mit einem höheren Fehler behaftet sein kann (LAWA 2003). Speziell die meisten Ergebnisse zu Ibuprofen bei Schnackenburg sind als grobe Schätzung (aber in der richtigen Größenordnung) zu verstehen, weil viele Messergebnisse unter der Bestimmungsgrenze des verwendeten Analyseverfahrens lagen. Grundsätzlich wurde in diesen Fällen für die Berechnungen von Mittelwerten immer der Wert der halben Bestimmungsgrenze verwendet. Für die Abschätzung des Umwelteintrags wurde von einem Arzneimittelkonsum von 100% der verkauften Mengen ausgegangen, d.h. eine mögliche Entsorgung von nicht konsumierten Arzneimitteln über den Hausmüll wurde nicht berücksichtigt. Während es sich bei Carbamazepin, Iopamidol, Iopromid, Iomeprol, Sulfamethoxazol, Clarithromycin und Bezafibrat um verschreibungspflichtige Pharmaka handelt, sind Ibuprofen und Diclofenac nur teilweise verschreibungspflichtig. Für die beiden letztgenannten Wirkstoffe werden die tatsächlichen Einträge bei Verwendung der *sell-out*-Daten daher unterschätzt. Metabolismus und Exkretion durch den Menschen wurden oben bereits diskutiert. Wie ebenfalls schon erwähnt, kann je nach verfahrenstechnischem Ausbau der Kläranlage die Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen stark schwanken.

Auswertung für Rhein und Elbe – Ergebnisse:

Im Folgenden wird zunächst auf die Ergebnisse für die Röntgenkontrastmittel (RKM) näher eingegangen. Die Ergebnisse für die RKM, die alle nur im Rhein untersucht wurden, sind in Tab. 21 dargestellt und in Tab. 22 mit den DT_{50}-Werten verglichen. Für zwei der ausgewählten RKM (Iopamidol und Iomeprol) wurden im Rhein Jahresfrachten im zweistelligen Tonnenbereich gefunden (Tab. 21). Da die RKM nach Applikation wieder vollständig aus dem Körper ausgeschieden werden, sind Verhältnisse von Fracht und abgeschätztem Umwelteintrag nahe 100% ein deutlicher Hinweis auf ihre Persistenz in der Umwelt. Beim Iomeprol lässt der starke

Schwankungsbereich der Wiederfindung von 78% bis 204% darauf schließen, dass die angenommene Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen von 84% (siehe Tab. 20) in den Jahren 2006 bis 2008 nicht erreicht wurde. Für die Jahre 2009 bis 2012 liegt das Verhältnis von Fracht zu abgeschätztem Umwelteintrag im Mittel bei 114% (Tab. 21). Im Zeitraum bis 2012 hat der Verbrauch von Iomeprol um 70% zugenommen, die im Rhein gefundenen Frachten sind aber praktisch konstant geblieben. Bei Iopamidol sind die verkauften Mengen um 30% zurückgegangen, die gefundenen Frachten sind hingegen im gleichen Zeitraum nicht geringer geworden. Die Rangfolge der Mittelwerte des Verhältnisses von Jahresfracht und abgeschätztem Umwelteintrag (Iopamidol > Iomeprol > Iopromid) entspricht der Rangfolge der DT_{50}-Werte für die drei RKM (Tab. 22).

Tab. 21 Auswertung für die Röntgenkontrastmittel im Rhein. Dargestellt sind die Jahresmittel der Konzentrationen bei Koblenz, die Frachten und das Verhältnis der Frachten zur Eintragsmenge (basierend auf Verkaufszahlen unter Berücksichtigung der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen).

	Iopamidol			Iomeprol			Iopromid		
Jahr	Konzentration (µg/L)	Fracht (t)	Verhältnis Fracht / Umwelteintrag [a]	Konzentration (µg/L)	Fracht (t)	Verhältnis Fracht / Umwelteintrag [a]	Konzentration (µg/L)	Fracht (t)	Verhältnis Fracht / Umwelteintrag [a]
2006	0,29	14,4	129%	0,29	14,6	203%	0,14	7,0	82%
2007	0,23	13,0	110%	0,27	14,8	204%	0,11	5,9	86%
2008	0,18	9,4	99%	0,29	15,6	172%	0,13	6,7	83%
2009	0,27	11,8	135%	0,31	13,9	138%	0,13	5,9	72%
2010	0,17	9,7	108%	0,22	12,7	118%	0,12	7,1	80%
2011	0,26	10,3	123%	0,22	9,0	78%	0,11	4,8	57%
2012	0,24	12,5	159%	0,27	14,7	121%	0,09	4,7	49%
Min.-Max.			98-159%			78-204%			49-86%
Mittelwert			123%			148%			73%

Erläuterungen: (a) Eintragsmenge basierend auf Verkaufszahlen für Deutschland (IMS MIDAS Hosp. & Pharm. 2013) umgerechnet auf Einwohner im Rheingebiet bis Koblenz (Einwohnerfaktor 0,342); %-Anteil der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen: grau unterlegte Werte in Tab. 20.

Tab. 22 Vergleich des Verhältnisses von Jahresfracht zu abgeschätztem Umwelteintrag für die ausgewählten Röntgenkontrastmittel im Rhein bei Koblenz mit den DT_{50}-Werten aus Wasser-Sedimenttests.

Röntgenkontrastmittel	Verhältnis Fracht / Umwelteintrag [a] (Mittelwerte 2006-2012 [b])	DT_{50} aus Wasser-Sedimenttests [c]
Iopamidol	123%	64 d (Wasserphase) [d]
Iomeprol	114% (2009-2012)	42 d (Wasserphase) [d]
Iopromid	73%	29 d (Wasserphase) [e]

Erläuterungen / Referenzen: (a) Jahresfracht / Eintragsmenge basierend auf Verkaufszahlen unter Berücksichtigung der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen; (b) wenn nicht anders angegeben; (c) Werte aus Tab. 20; (d) Kormos et al. 2010; (e) Löffler et al. 2005.

Die Ergebnisse für die Arzneimittelwirkstoffe im Rhein sind in Tab. 23 zusammengestellt, jene für die Elbe in Tab. 24. In Tab. 25 werden die Ergebnisse für beide Fließgewässer mit den DT_{50}-Werten für die Wirkstoffe verglichen. In der Diskussion der Ergebnisse wird auch die Metabolisierung / Exkretion durch den Menschen (Tab. 25) berücksichtigt. Wenn man zunächst die drei Arzneimittelwirkstoffe betrachtet, für die sowohl für den Rhein als auch für die Elbe Ergebnisse vorliegen (Carbamazepin, Diclofenac und Ibuprofen) ergibt sich folgendes Bild:

Für Carbamazepin, einen der persistentesten Arzneimittelwirkstoffe (s.o.), beträgt das Verhältnis von Jahresfracht (Rhein) bzw. Frachtdifferenz (Elbe) zum abgeschätzten Umwelteintrag in beiden Fließgewässern im Mittel 16%. Carbamazepin wird im menschlichen Körper relativ stark metabolisiert (Faigle & Feldmann 1976 zitiert in Cunningham et al. 2010). Wenn man berücksichtigt, dass etwa 15% der konsumierten Mengen als unveränderter Wirkstoff ausgeschieden werden (Tab. 25), liegt der im Fließgewässer wiedergefundene Anteil bei ca. 100%, was die hohe Persistenz des Carbamazepins bestätigt.

Für Diclofenac liegt das mittlere Verhältnis von Jahresfracht (Rhein) bzw. Frachtdifferenz (Elbe) zum abgeschätzten Umwelteintrag bei 8% (Rhein) bzw. 6% (Elbe), d.h. es ist etwa halb so hoch wie beim Carbamazepin, was für eine mäßige Persistenz von Diclofenac spricht. Diese Einstufung stimmt mit den Daten aus Laborabbautests überein: Die mittels Laborfließrinne ermittelte DT_{50} für Diclofenac ist um einen Faktor von 2-3 höher als die mit demselben System ermittelte DT_{50} für das gut abbaubare Ibuprofen (Tab. 20, Tab. 25). Bei Berücksichtigung einer Exkretion von 15% des konsumierten Diclofenacs als unverändertem Wirkstoff liegt der im Fließgewässer wiedergefundene Anteil bei rund 40%.

Ibuprofen, das mit einer DT_{50} von 10 d (Löffler et al. 2005) gut abbaubar ist, weist mit 1% sowohl im Rhein als auch in der Elbe das niedrigste Verhältnis von Jahresfracht bzw. Frachtdifferenz zu abgeschätztem Umwelteintrag auf. Der Verbrauch von Ibuprofen hat im Zeitraum 2008-2012 um rund 40% zugenommen, eine Zunahme der Gewässerfrachten lässt sich aber aus den vorhandenen Daten nicht ableiten. Auch bei Berücksichtigung einer Ausscheiderate von etwa 15% als unverändertem Wirkstoff (Tab. 25) werden weniger als 10% der ins Gewässer eingetragenen Mengen wiedergefunden.

Die drei nur im Rhein untersuchten Arzneimittelwirkstoffe Bezafibrat, Clarithromycin und Sulfamethoxazol weisen mit 32-39% deutlich höhere Werte für das Verhältnis von Jahresfracht zu abgeschätztem Umwelteintrag auf als das Carbamazepin (Tab. 23 und 25). Für Bezafibrat und Sulfamethoxazol erscheint dies Ergebnis auf den ersten Blick überraschend, da (a) für Beza-

fibrat die in einer Laborfließrinne ermittelte DT_{50} in derselben Größenordnung liegt wie jene für Diclofenac und (b) für Sulfamethoxazol die DT_{50} mit 17 d deutlich niedriger ist als jene von Carbamazepin (47 d; Tab. 21 und 25). Bei Berücksichtigung einer Exkretion von 50% des Bezafibrats als unverändertem Wirkstoff (Tab. 25) werden rund 60% der ins Gewässer eingetragenen Menge wiedergefunden. Beim Sulfamethoxazol erscheint die Verwendung der Exkretionsrate von rund 15-25% für den unveränderten Wirkstoff (Tab. 25) für die Abschätzung nicht sinnvoll: Wie oben erwähnt wird Sulfamethoxazol zu 43% als N4-Acetyl-Sulfamethoxazol und zu 9-15% als Sulfamethoxazol-N1-Glucuronid ausgeschieden. Von beiden Metaboliten ist bekannt, dass sie in der Kläranlage / im Oberflächengewässer wieder zurück in Sulfamethoxazol umgewandelt werden können (s.o.). Wenn man für die Berechnung eine grob abgeschätzte Exkretionsrate von 70% für die Summe von unverändertem Wirkstoff und in den Wirkstoff zurückumwandelbare Metaboliten verwendet, werden rund 60% der ins Gewässer eingetragenen Menge wiedergefunden. Die im Vergleich zu Carbamazepin weniger starke Metabolisierung von Bezafibrat und Sulfamethoxazol durch den Menschen erklärt also, warum das Verhältnis von Jahresfracht zu abgeschätztem Umwelteintrag für diese beiden Wirkstoffe höher ist als jenes für Carbamazepin, wenn bei der Berechnung Metabolisierung und Exkretion durch den Menschen nicht berücksichtigt werden. Die hier durchgeführte Abschätzung des Verhältnisses von Jahresfracht zu abgeschätztem Umwelteintrag unter Berücksichtigung der Metabolisierung und Exkretion durch den Menschen sollte jedoch mit Vorsicht betrachtet werden, da spezifische Informationen zur Rückumwandelbarkeit der Metaboliten in die Ursprungssubstanz nur für Sulfamethoxazol vorlagen.

Carbamazepin sorbiert stärker ans Sediment als viele andere Arzneimittelwirkstoffe (Löffler et al. 2005, siehe Tab. 20). Unter für Fließgewässer typischen Bedingungen – u.a. ein deutlich geringeres Verhältnis von Sediment zu Wasser als in dem von Löffler et al. (2005) durchgeführten Wasser-Sedimenttest – ist aber davon auszugehen, dass die Sorption ans Sediment nicht zu einer signifikanten Abnahme der Carbamazepinkonzentrationen in der Wasserphase führt.

Für Clarithromycin liegt kein DT_{50}-Wert aus einem Laborabbautest vor (vgl. Tab. 20). Bei Berücksichtigung der Exkretionsrate (20-30% unverändert ausgeschiedener Wirkstoff) werden > 100% der ins Gewässer eingetragenen Menge wiedergefunden. Aufgrund der Ergebnisse dieser Auswertung wäre Clarithromycin daher als ähnlich persistent wie Carbamazepin einzustufen. Um diese Schlussfolgerung zu überprüfen, sollten weitere Untersuchungen zur Bioabbaubarkeit von Clarithromycin durchgeführt werden.

Tab. 23 Auswertung für die Arzneimittelwirkstoffe im Rhein. Dargestellt sind die Jahresmittel der Konzentrationen bei Koblenz, die Frachten und das Verhältnis der Frachten zur Eintragsmenge (basierend auf Verkaufszahlen unter Berücksichtigung der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen).

	Sulfamethoxazol			Clarithromycin			Bezafibrat		
Jahr	Konzentration (µg/L)	Fracht (t)	Verhältnis Fracht / Umwelteintrag [a]	Konzentration (µg/L)	Fracht (t)	Verhältnis Fracht / Umwelteintrag [a]	Konzentration (µg/L)	Fracht (t)	Verhältnis Fracht / Umwelteintrag [a]
2006	0,048	2,4	36%	0,035	1,9	71%	-	-	-
2007	0,058	3,2	50%	0,030	1,7	59%	-	-	-
2008	0,039	2,0	33%	0,016	0,86	30%	-	-	-
2009	0,048	2,1	37%	0,020	0,90	30%	0,007	0,29	14%
2010	0,046	2,5	47%	0,014	0,78	27%	0,018	1,0	55%
2011	0,033	1,4	29%	0,012	0,54	19%	0,010	0,47	26%
2012	0,029	1,6	37%	0,012	0,68	25%	0,009	0,50	30%
Min.-Max.			29-50%			19-71%			14-55%
Mittelwert			39%			37%			32%
	Carbamazepin			Diclofenac			Ibuprofen		
Jahr	Konzentration (µg/L)	Fracht (t)	Verhältnis Fracht / Umwelteintrag [a]	Konzentration (µg/L)	Fracht (t)	Verhältnis Fracht / Umwelteintrag [a]	Konzentration (µg/L)	Fracht (t)	Verhältnis Fracht / Umwelteintrag [a]
2006	0,120	6,0	26%	-	-	-	-	-	-
2007	0,065	3,6	16%	-	-	-	-	-	-
2008	0,050	2,5	12%	-	-	-	-	-	-
2009	0,060	2,7	14%	0,027	1,1	5%	< 0,005	0,20	1%
2010	0,059	3,2	17%	0,054	3,1	14%	0,017	0,98	3%
2011	0,054	2,2	13%	0,025	1,3	6%	< 0,005	0,26	1%
2012	0,044	2,4	15%	0,029	1,7	8%	< 0,010	0,29	1%
Min.-Max.			12-26%			5-14%			1 – 3%
Mittelwert			16%			8%			1%

Erläuterungen: (a) Eintragsmenge basierend auf Verkaufszahlen für Deutschland (IMS MIDAS Hosp. & Pharm. 2013) umgerechnet auf Einwohner im Rheingebiet bis Koblenz (Einwohnerfaktor 0,34); %-Anteil der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen: grau unterlegte Werte in Tab. 20.

Tab. 24 Auswertung für die Arzneimittelwirkstoffe in der Elbe. Dargestellt sind die Jahresmittel der Konzentrationen bei Schmilka / Schnackenburg, die Frachtdifferenzen zwischen Schmilka und Schnackenburg und das Verhältnis der Frachtdifferenz zur Eintragsmenge (basierend auf Verkaufszahlen unter Berücksichtigung der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen).

	Carbamazepin			Diclofenac			Ibuprofen		
Jahr	Konzentration bei Schmilka / Schnackenburg [a] (µg/L)	Frachtdifferenz (t)	Verhältnis Frachtdifferenz [a] / Umwelteintrag [b]	Konzentration (µg/L)	Frachtdifferenz (t)	Verhältnis Frachtdifferenz [a] / Umwelteintrag [b]	Konzentration (µg/L)	Frachtdifferenz (t)	Verhältnis Frachtdifferenz [a] / Umwelteintrag [b]
2008	0,07 / 0,14	1,9	17%	0,019 / 0,033	0,60	5%	0,07 / < 0,05	0,12	1%
2009	0,06 / 0,12	1,6	15%	0,034 / 0,042	0,47	4%	0,08 / < 0,05	-0,19	-1%
2010	0,038 / 0,072	1,7	18%	0,031 / 0,034	1,0	9%	0,045 / < 0,05	0,63	3%
2011	0,041 / 0,086	1,4	15%	0,021 / 0,040	0,76	7%	0,040 / < 0,05	0,29	1%
2012	0,054 / 0,085	1,1	13%	0,038 / 0,023	0,64	6%	0,027 / 0,043	0,23	1%
Min.-Max.	-	-	13-18%	-	-	4-9%	-	-	(-1)-3%
Mittelwert	-	-	16%	-	-	6%	-	-	1%

Erläuterungen: (a) Messstationen: Schmilka (Grenzstation D/CZ, km 3,9) und Schnackenburg (mittlere Elbe, km 474,5); (b) Eintragsmenge basierend auf Verkaufszahlen für Deutschland (IMS MIDAS Hosp. & Pharm. 2013) umgerechnet auf Einwohner im Flusseinzugsgebiet der Elbe zwischen Schmilka und Schnackenburg (Einwohnerfaktor 0,18); %-Anteil der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen: grau unterlegte Werte in Tab. 20.

Tab. 25 Vergleich des Verhältnisses von Jahresfracht zu abgeschätztem Umwelteintrag für die ausgewählten Arzneimittelwirkstoffe im Rhein und in der Elbe mit den DT_{50}-Werten aus Wasser-Sedimenttests.

Arzneimittel-wirkstoff	Rhein: Verhältnis Fracht / Umwelteintrag [a] (Mittelwerte)	Elbe: Verhältnis Frachtdifferenz / Umwelteintrag [a] (Mittelwerte)	DT_{50} aus Wasser-Sedimenttests [b]	Exkretion durch den Menschen: unverändert ausgeschiedener Wirkstoff
Sulfamethoxazol	39% (2006-2012)	-	17 d (Wasserphase) [c]	15-25% [g]
Clarithromycin	37% (2006-2012)	-	(Nicht leicht abbaubar [e])	20-30% [h]
Bezafibrat	32% (2009-2012)	-	2,5 u. 4,3 d (Wasserphase, Laborfließrinne) [d]	50% [i, j]
Carbamazepin	16% (2006-2012)	16% (2008-2012)	47 d (Wasserphase) [f]	Faeces: 10-15%, Urin: 2% [k]
Diclofenac	8% (2009-2012)	6% (2008-2012)	3,2 u. 4,8 d (Wasserphase, Laborfließrinne) [d]	2-15% [j]
Ibuprofen	1% (2009-2012)	1% (2008-2012)	10 d (Wasserphase) [f] 1,2 u. 2,5 d (Wasserphase, Laborfließrinne) [d]	0-15% [i, j]

Erläuterungen / Referenzen: (a) Jahresfracht bei Koblenz (Rhein) bzw. Frachtdifferenz zwischen Schmilka und Schnackenburg (Elbe)/ Eintragsmenge basierend auf Verkaufszahlen unter Berücksichtigung der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen; (b) Werte aus Tab. 20; (c) Radke et al. 2009; (d) Kunkel & Radke 2008; (e) Alexy et al. 2004; (f) Löffler et al. 2005; (g) van der Ven et al. 1994, 1995 und Gill et al. 1996 zitiert in Radke et al. 2009; (h) http://www.drugbank.ca; (i) zusammengestellt von Ternes 1998; (j) zusammengestellt von Vieno 2007; (k) Faigle & Feldmann 1976 zitiert in Cunningham et al. 2010.

Fazit

Für Röntgenkontrastmittel und Humanarzneimittelwirkstoffe, d.h. für polare Substanzen, die primär über Kläranlagen in Oberflächengewässer eingetragen werden, gibt das Verhältnis von Jahresfrachten zu Umwelteinträgen Hinweise auf die Persistenz. Die Umwelteinträge können anhand von Verkaufszahlen unter Berücksichtigung der Entfernung aus dem Abwasser in Kläranlagen abgeschätzt werden. Das Verhältnis von Jahresfracht zu Umwelteintrag ist kein absolutes Maß für die Persistenz. Durch den Vergleich mit Substanzen, deren Persistenz bekannt ist, ist aber eine grobe Einstufung der Persistenz (hoch, moderat, niedrig) möglich. Röntgenkontrastmittel / Arzneimittelwirkstoffe, für die keine / kaum Daten aus Laborabbautests vorliegen, können anhand dieser Einstufung z.B. für weitere Untersuchungen wie Laborabbautests zur Ermittlung der DT_{50} priorisiert werden.

Bei der Interpretation der Ergebnisse sollten Informationen zur Metabolisierung und Exkretion durch den Menschen herangezogen werden. Eine Berücksichtigung der Exkretionsraten bei der Berechnung des Eintrags in die Umwelt ist sinnvoll, wenn ausreichend spezifische Informationen vorliegen. Dazu gehören auch Daten zur Rückumwandelbarkeit von Metaboliten (Konjugaten) in den Wirkstoff unter Umweltbedingungen.

5.1.3 Beleg des Ferntransports von Stoffen durch Luft oder Wasser

Der Ferntransport von Stoffen kann durch die Atmosphäre oder im (Meer-) Wasser erfolgen. Im Wasser können Stoffe sowohl in der Wasser- oder Schwebstoffphase als auch im Körper (z.B. Fettgewebe) von aktiv migrierenden Spezies oder in Plastikpartikeln (*microplastics*) transportiert werden. Beim Transport in Organismen kann es gegebenenfalls zu einer Freisetzung der Stoffe durch Änderung von Umweltfaktoren, Abbau von Fettreserven oder Tod des Organismus kommen. Hinweise auf die Relevanz eines solchen Transportes gibt es aber bislang nur aus wenigen Studien (z.B. Ferntransport von Quecksilber durch Rotlachse in ein Flusssystem in Alaska, Baker et al. 2009). Wie schon im Abschnitt 4.1.1 diskutiert, sind nach Matthies et al. (2011) insbesondere die Transportpfade in der Luft und im Meerwasser relevant.

Ein Beleg des Ferntransports von Stoffen (und damit auch der Persistenz) kann prinzipiell durch geeignete Monitoringdaten erfolgen (Vorgehensweise: siehe Abb. 4). Beispielsweise können Messdaten aus der Arktis hierzu verwendet werden. Eine weitere Möglichkeit bieten Monitoringdaten aus anderen emittentenfernen Regionen wie alpinen Seen oder Wäldern. In diesen Regionen könnte allerdings der Ausschluss möglicher lokaler oder regionaler Quellen schwierig zu belegen sein. Ein Ferntransport durch die Wasserphase kann unter Umständen auch durch positive Monitoringdaten aus emittentenfernen marinen Regionen nachgewiesen werden.

Zur Bewertung der Befunde sind auch Daten zu den Emissionen (z.B. ungefähre Jahresverbrauchsmenge, Anwendungsmuster und evtl. -zeiträume) des jeweiligen Stoffes in einer klar identifizierbaren Quellregion erforderlich. Sofern nicht bereits durch andere Untersuchungen belegt, muss der Transportweg plausibel aufgezeigt werden.

Nach Scheringer et al. (2009) sind insbesondere die folgenden Aspekte zu berücksichtigen, um auf Basis positiver Monitoringdaten in entlegenen Regionen ein Ferntransportpotential zu belegen:

- Wie empfindlich sind die verwendeten Analyseverfahren?
- Welcher Anteil der emittierten Stoffmenge wurde transportiert?
- Über welche Pfade und in welchem Ausmaß findet eine Exposition in der Zielregion statt?

Weiterhin ist die Plausibilität der Transportprozesse von der Quell- in die Zielregion zu prüfen (z.B. ist der Einfluss der Variablen Windgeschwindigkeit, meteorologische Verhältnisse, Temperatur, atmosphärische Vermischung, Luft-Oberflächen-Austausch u.a. auf den Stofftransport zu betrachten). Ein einfacher Konzentrationsvergleich zwischen Quell- und Zielregion ist in keinem Fall ausreichend für die Klärung, ob ein Ferntransport vorliegt (Scheringer et al. 2009).

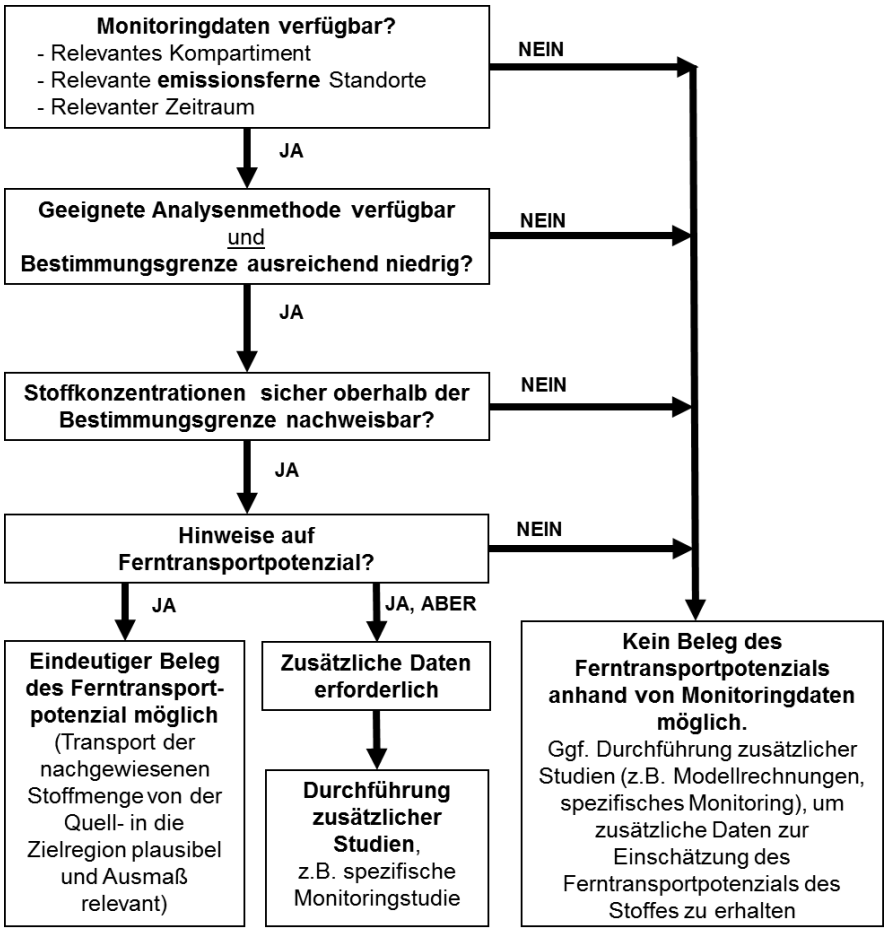

Abb. 4 Flussdiagramm zur Vorgehensweise beim Beleg eines möglichen Ferntransports unter Verwendung von Monitoringdaten.

Ein Beispiel für den Beleg des Ferntransports ist die Argumentation im UNEP-Bericht zu HBCDD (UNEP 2011; siehe Abschnitt 3.2.2).

Üblicherweise werden zum Beleg des Ferntransports Monitoringdaten für einen bestimmten Zielstoff recherchiert oder es wird ein Monitoringprogramm geplant und umgesetzt (*target*-Analytik). Umgekehrt können aber auch geeignete Proben aus potentiellen Zielregionen eines Ferntransports breit auf möglicherweise vorhandene Stoffe analysiert werden. Mit einem solchen *non-target*-Screening können bisher nicht bekannte, durch Ferntransport in abgelegene Regionen gelangte Stoffe ermittelt werden (Abb. 5). Für so identifizierte Stoffe ist dann im Anschluss an das *non-target*-Screening wie in Abb. 4 beschrieben die Plausibilität des Ergebnisses zu prüfen, wobei u.a. folgende Fragen relevant sind:

- Können direkte Emissionen in der untersuchten Region ausgeschlossen werden?
- Sind relevante Emissionen des Stoffes in einer potentiellen Quellenregion bekannt?
- Geben Modellrechnungen (z.B. Wegmann et al. 2009, Scheringer et al. 2009) Hinweise auf ein Ferntransportpotential?

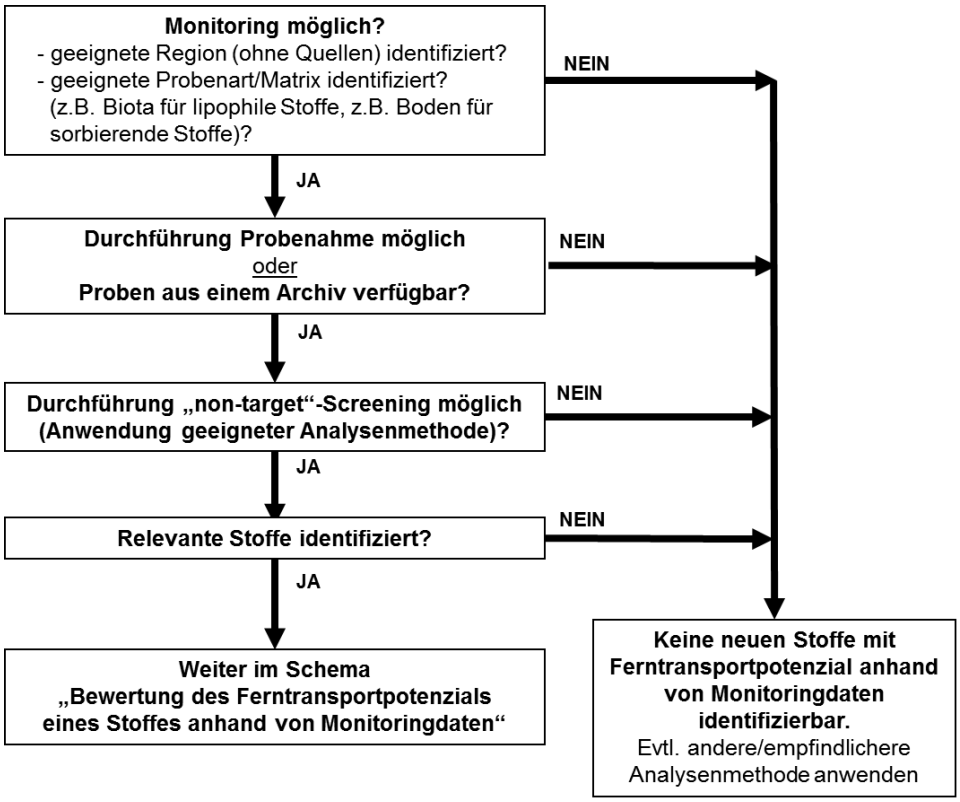

Abb. 5 Flussdiagramm zur Vorgehensweise beim *non-target*-Screening in Umweltproben aus quellfernen Regionen zur Identifizierung von Stoffen mit möglichem Ferntransportpotenzial.

Für den Fall des Nachweises nur sehr niedriger Konzentrationen eines Stoffes im Bereich der analytischen Bestimmungsgrenze gelten die im Abschnitt 5.1.1 ausgeführten Überlegungen hinsichtlich der Plausibilität.

Auch für diese Fragestellung gilt, dass nur der Beleg des Ferntransports eines Stoffes durch Monitoringdaten möglich ist, nicht aber der Nachweis, dass ein Stoff prinzipiell nicht über große Entfernungen transportiert werden kann. Die Befunde in Monitoringprogrammen beruhen auf den Emissionsmengen und -bedingungen in der Vergangenheit. Wenn sich diese Aspekte ändern (z.B. durch höheren Verbrauch oder einen anderen Eintragspfad in die Umwelt), kann eventuell eine Konzentration über der Bestimmungsgrenze im Zielkompartiment erreicht werden, so dass die Bewertung sich ändern würde.

5.1.4 Beleg des Bioakkumulationspotenzials von Stoffen

Auch das Bioakkumulationspotenzial von Stoffen kann in bestimmten Fällen durch Daten aus Umweltmonitoring-Untersuchungen belegt werden. Mackay et al. (2013) postulieren sogar, dass nur eine Kombination von Laboruntersuchungen (Biokonzentrationsstudien), Monitoringdaten und Massenbilanz-Modellierungen eine konsistente quantitative Beschreibung der Bioakkumulation eines Stoffes erlaubt.

Generell sind Stoffnachweise in biologischen Proben ein deutlicher Indikator dafür, dass diese Stoffe von einem Organismus aus seiner Umwelt aufgenommen wurden (Swackhamer et al. 2009). Allerdings ist der analytische Nachweis eines Stoffes in einem Organismus allein noch

kein Beleg für ein Bioakkumulationspotenzial. Verknüpft mit Informationen zu Verbrauchs- bzw. Emissionsmengen kann aber der Nachweis möglicher bioakkumulativer Eigenschaften geführt werden. Der Beleg kann durch Zeitreihen-Studien erfolgen, in denen ansteigende Konzentrationstrends nachweisbar sind, wenn gleichzeitig konstante (oder sinkende) Verbrauchs- bzw. Emissionsmengen belegbar sind (siehe entsprechende Diskussion zum Thema Persistenz, Abschnitt 5.1.1). Eine andere Möglichkeit ist der Beleg der Bioakkumulation durch die Bestimmung von Akkumulationsfaktoren (ECHA 2012a; z.B. Biota/Wasser, Biota/Sediment, Biota/Schwebstoff, Biota/Boden) auf Basis geeigneter Monitoringdaten. Der Bioakkumulationsfaktor (BAF) wird entweder mit Bezug auf das Frischgewicht oder auf das Fettgewicht (üblicherweise bei lipophilen Stoffen) berechnet (Abb. 5). Der fettbezogene BAF wird teilweise auch auf einen Referenzlipidgehalt umgerechnet (z.B. auf 5% Fett; Weisbrod et al. 2009).

Tab. 26 Berechnung von Bioakkumulationsfaktoren (BAF) und Biota-Sediment-Akkumulationsfaktoren (BSAF).

Parameter	Formel	Kommentar
Biota/Wasser-BAF	$BAF = C_{biota_wet} / C_{water_total}$	BAF bezogen auf Gesamtwasserphase (*total water*) und Frischgewicht (*wet tissue*)
	$BAF_L = BAF * f_{lipid_reference} / f_{lipid,tissue_monitoring}$	BAF bezogen auf Gesamtwasserphase und Frischgewicht sowie normiert auf einen Referenz-Fettgehalt ($f_{lipid_reference}$)
Biota/Boden-BAF	$BAF = C_{biota} / C_{soil}$	Monitoringdaten können auf Trocken- oder Feuchtgewicht bezogen sein, wobei der Bezug aber bei beiden Kompartimenten gleich sein muss
Biota-Sediment-Akkumulationsfaktor BSAF	BSAF = (Cbiota / Fettgehalt) / (CSediment / TOC-Gehalt) = $C_{biota_lipid} / C_{Sediment_TOC}$	BSAF berechnet mit fettbezogenen Biotakonzentrationen und auf den gesamten organischen Kohlenstoff normierten Sedimentkonzentration aus Monitoringstudien

Die Konzentrationsdaten (C) beziehen sich auf Monitoring-Untersuchungen am gleichen Standort und im gleichen Zeitraum. Abkürzungen: BAF – Bioakkumulationsfaktor; BSAF- Biota-Sediment-Akkumulationsfaktor; C – Konzentration; $f_{lipid_reference}$ – Referenzlipidgehalt; TOC - gesamter organischer Kohlenstoff (*total organic carbon*). Da im Freiland die Aufnahme einer Substanz mit der Nahrung nicht ausgeschlossen werden kann, wird der Begriff Biokonzentrationsfaktor (BCF) für Freilanddaten nicht verwendet (siehe Fußnote 24 auf S. 148).

Der Biota/Boden-Akkumulationsfaktor (BSAF; analog auswertbar auch für Biota/Sediment oder Biota/Schwebstoffe) wird berechnet, indem auf den Fettgehalt normierte Stoffkonzentrationen in Biota und auf den Kohlenstoff-Gehalt normierte Stoffkonzentrationen im Feststoffmedium in Beziehung gesetzt werden (Tab. 26). Es ist zu beachten, dass ein relevanter BSAF nur für solche Organismen berechnet werden kann, die tatsächlich mit dem untersuchten Feststoffmedium in Kontakt stehen (z.B. Regenwürmer im untersuchten Bodenhorizont, im Sediment gründelnde Fische sowie Filtrierer wie Muscheln, die Schwebstoffe aufnehmen).

Das generelle Vorgehen beim Beleg des Bioakkumulationspotenzials mit Hilfe von Monitoringdaten ist in Abb. 6 dargestellt.

Prinzipiell sind in einigen Fällen - insbesondere aber für bereits geregelte Stoffe wie POPs - für die Berechnung von BAF oder BSAF erforderliche Daten aus Umweltmonitoringprogrammen verfügbar (z.B. Datenportal der FGG Elbe; www.fgg-elbe.de/elbe-datenportal.html). Allerdings schrumpft die Möglichkeit der Nutzung für die hier relevante Fragestellung beträchtlich, da in

den meisten Fällen Konzentrationsdaten für relevante Matrixkombinationen (z.B. Fisch/Wasser oder Fisch/Schwebstoff) nicht vorliegen (keine Übereinstimmung von Probenahmejahr und Standort oder Angaben zu Zusatzparametern wie TOC für relevante Jahre nicht verfügbar). Beim Umweltprobenbank-Programm sind hingegen relevante Stoffe häufig nur in einer Probenart untersucht worden (z.B. HBCDD zwar in Brassen aus Flüssen, aber nicht in Schwebstoffen derselben Standorte). Hier besteht allerdings die Möglichkeit, Ergänzungsuntersuchungen mit entsprechenden archivierten Proben durchzuführen. Fallbeispiele zur Berechnung des Bioakkumulationsfaktors Biota/Schwebstoff sowie des Bioakkumulationsfaktors Regenwurm/Boden für HCB und PCB153 wurden in Anlage 7 präsentiert und mit Literaturergebnissen verglichen.

Aus Monitoringdaten berechnete BSAF können allerdings sehr stark variieren (EC 2011a). Vermutlich spielen hier unterschiedliche Umwelt- und Expositionsbedingungen eine Rolle. So gibt es Hinweise, dass in weniger belasteten Regionen höhere Werte für den BSAF desselben Stoffes ermittelt wurden als in höher belasteten Regionen (Burzynski 2000, EC 2011a). Generell kann die Unsicherheit bei niedrigen Umweltkonzentrationen der Zielstoffe hoch sein, da auch die Messunsicherheit für die Konzentrationswerte hoch ist. Ein Vergleich von BSAF aus Labor- und Feldstudien zu einer Reihe von Stoffen belegt aber, dass diese bei vergleichbarer Exposition zu ähnlichen Ergebnissen kommen (für Oligochaeten[28] liegen die Schwankungen beispielsweise bei einem Faktor von ca. 2; Burkhard et al. 2012c).

Hinsichtlich der terrestrischen BAF bzw. BSAF ist anzumerken, dass für diese - im Gegensatz zu aquatischen Biokonzentrationsfaktoren, für die es definierte Bewertungsgrundlagen gibt (z.B. ECHA 2012a) - bislang keine Kriterien zur Verwendung im Rahmen der Stoffbewertung und -regulierung vorliegen. Somit können diese Parameter bislang nicht zur Identifizierung von PBT-Stoffen genutzt werden. Das gilt entsprechend auch für die Berechnung der terrestrischen BAF bzw. BSAF aus Monitoringdaten. Kriterien zur Nutzung terrestrischer BAF bzw. BSAF sollen in einem im Herbst 2013 begonnenen F&E-Vorhaben des UBA (‚Anreicherung von Schadstoffen in Bodenorganismen - Ableitung und Überprüfung geeigneter Kriterien zur Beurteilung der Anreicherung von Schadstoffen in landlebenden Organismen (terrestrische Bioakkumulation)‘; FKZ 3713 64 419) entwickelt werden.

[28] Oligochaeten (Wenigborster) sind eine Gruppe der Anneliden (Ringelwürmer).

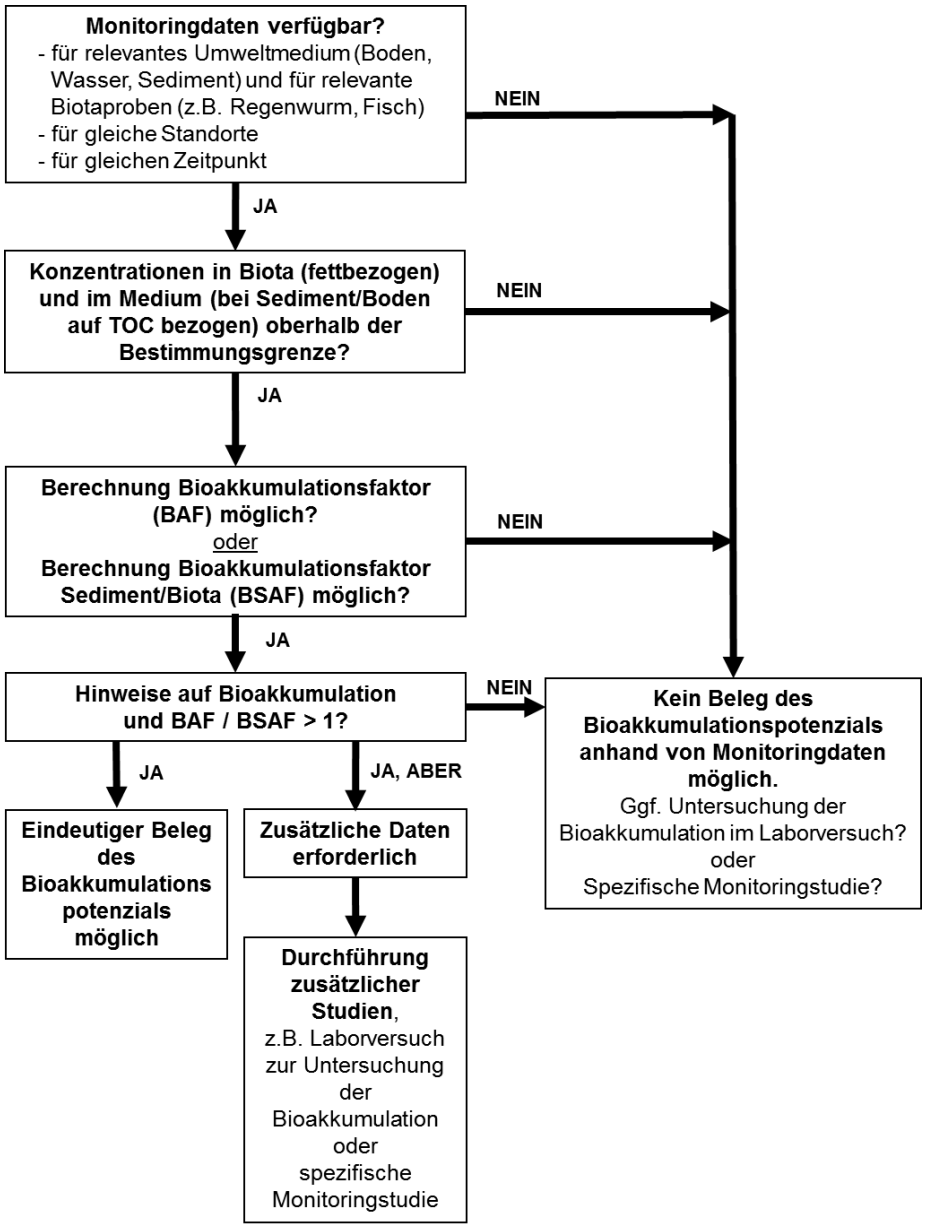

Abb. 6 Flussdiagramm zur Vorgehensweise beim Beleg eines möglichen Bioakkumulationspotenzials auf Basis von Monitoringdaten. Das Flussdiagramm ist für Boden bzw. Sediment spezifiziert. Analoge Auswertungen sind für Schwebstoffe möglich, wenn Monitoringdaten für entsprechende Kombinationen aus Feststoffmedium und darin lebenden Organismen zur Verfügung stehen. (BAF - Bioakkumulationsfaktor; BSAF - Biota-Boden-Akkumulationsfaktor bzw. Biota-Sediment-Akkumulationsfaktor; TOC - gesamter organischer Kohlenstoff).

5.1.5 Beleg des Biomagnifikationspotenzials von Stoffen

Ein Beleg der Biomagnifikation kann durch Monitoringdaten zu Biota aus mindestens zwei trophischen Ebenen erfolgen. Dafür ist Voraussetzung, dass zwischen den Organismen eine gut definierte Räuber-Beute-Beziehung besteht (Gobas et al. 2009). Die Berechnung von Biomagnifikationsfaktoren (BMF) ist in Tab. 27 beschrieben.

Wenn Monitoringdaten für mehrere Spezies vorliegen, die unterschiedliche trophische Ebenen des Nahrungsnetzes des untersuchten Ökosystems repräsentieren (mindestens drei; Weisbrod et al. 2009, Borga et al. 2012) und zwischen denen eine Räuber-Beute-Beziehung besteht, kann ein trophischer Magnifikationsfaktor (TMF) abgeleitet werden. Dieser wird aus der Steigung einer Ausgleichgerade berechnet, für die die logarithmierten Stoffkonzentrationen gegen die Position der Spezies im Nahrungsnetz aufgetragen werden (Tab. 27).

Um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, sind sowohl beim TMF als auch beim BMF Korrekturen auf die genaue Differenz der trophischen Stufen durchzuführen (bestimmt z.B. durch $^{13}C/^{15}N$-Daten; anhand dieser stabilen Isotope kann die Anreicherung im Nahrungsnetz beschrieben werden; Review und Diskussion z.B. in Jardine et al. 2006; Berechnung: vgl. Tab. 27). Idealerweise wird für den TMF auch ein Vertrauensintervall angegeben. Neben der Messunsicherheit der Stoffgehalte in den untersuchten Biotaproben ist dafür auch die Messunsicherheit bei der Bestimmung der Stabilisotopenanalyse sowie die Unsicherheit bei der Zuordnung der trophischen Ebene zu berücksichtigen (Starrfelt et al. 2013).

Gobas et al. (2009) empfehlen, für die Untersuchung des Biomagnifikationspotenzials möglichst sowohl aquatische als auch terrestrische Ökosysteme zu berücksichtigen.

Tab. 27 Berechnung von Biomagnifikationsfaktoren (BMF) und trophischen Magnifikationsfaktoren (TMF).

Parameter	Formel	Kommentar
Biomagnifikationsfaktor (BMF)	$BMF = C_{predator_lipid} / C_{prey_lipid}$	Die Berechnung erfolgt auf Basis der fettbezogenen Gewebekonzentrationen
BMF_{TL}, korrigiert um Differenz der trophischen Ebene	$BMF_{TL} = BMF / (TL_{predator} - TL_{prey})$	Um Differenz der trophischen Ebene korrigierter BMF
Trophischer Magnifikationsfaktor (TMF)	$TMF = 10^m$	m - Steigung der Regressionsgeraden (resultierend aus der Auftragung der Konzentrationen in den Organismen gegen die trophische Stufe)

Abkürzungen: BMF – Biomagnifikationsfaktor, TMF – trophischer Magnifikationsfaktor, TL – trophische Ebene (*trophic level*) für Räuber bzw. Beute. Die Konzentrationsdaten C beziehen sich auf Monitoringuntersuchungen am gleichen Standort/im gleichen Zeitraum.

Die Bioakkumulation bzw. Biomagnifikation eines Stoffes gilt erst als eindeutig belegt, wenn beispielsweise die Schlussfolgerung auf Basis der Untersuchung von Organismen mehrerer Trophiestufen aus einem einzelnen Nahrungsnetz gezogen werden kann (Swackhamer et al. 2009). Idealerweise schließen diese Nahrungsketten Säugetiere mit ein (z.B. Gras – Rind – Mensch oder Boden – Wurm – Spitzmaus – Greifvogel; Gobas et al. 2009) und sind nicht rein aquatisch, sondern beinhalten auch Luftatmer (z.B. Eisbären im arktischen Nahrungsnetz oder Kormorane in europäischen limnischen Ökosystemen). Solche umfassenden Monitoring-Datensätze erlauben die Bestimmung von belastbaren TMF.

Nach Ehrlich et al. (2011) sollte die Verwendung von TMF nur bei Vorliegen umfassender Studiendaten erfolgen. So setzt die Ableitung von TMF ein großes Wissen über jeden der verwendeten Repräsentanten des Nahrungsnetzes voraus (z.B. genaue Position im Nahrungsnetz, Art der Beute, mögliche zeitliche Veränderungen der Räuber-Beute-Beziehungen). Zwar wird die prinzipielle Möglichkeit, TMF aus Monitoring-Untersuchungen abzuleiten, nicht in Frage

gestellt. Allerdings betonen Ehrlich et al. (2011), dass die Ableitung eines einzelnen TMF aus einem Ökosystem als problematisch anzusehen ist, da es signifikante Unterschiede bei der Bioakkumulation zwischen gleich- und wechselwarmen Organismen geben kann. Deshalb wird empfohlen, neben dem TMF auch die BMF für die einzelnen Räuber-Beute-Paare im Nahrungsnetz zu berechnen und mit zu berichten, um Vergleiche zu ermöglichen.

Die prinzipielle Vorgehensweise beim Beleg des Biomagnifikationspotenzials mit Hilfe von Monitoringdaten ist in Abb. 7 dargestellt.

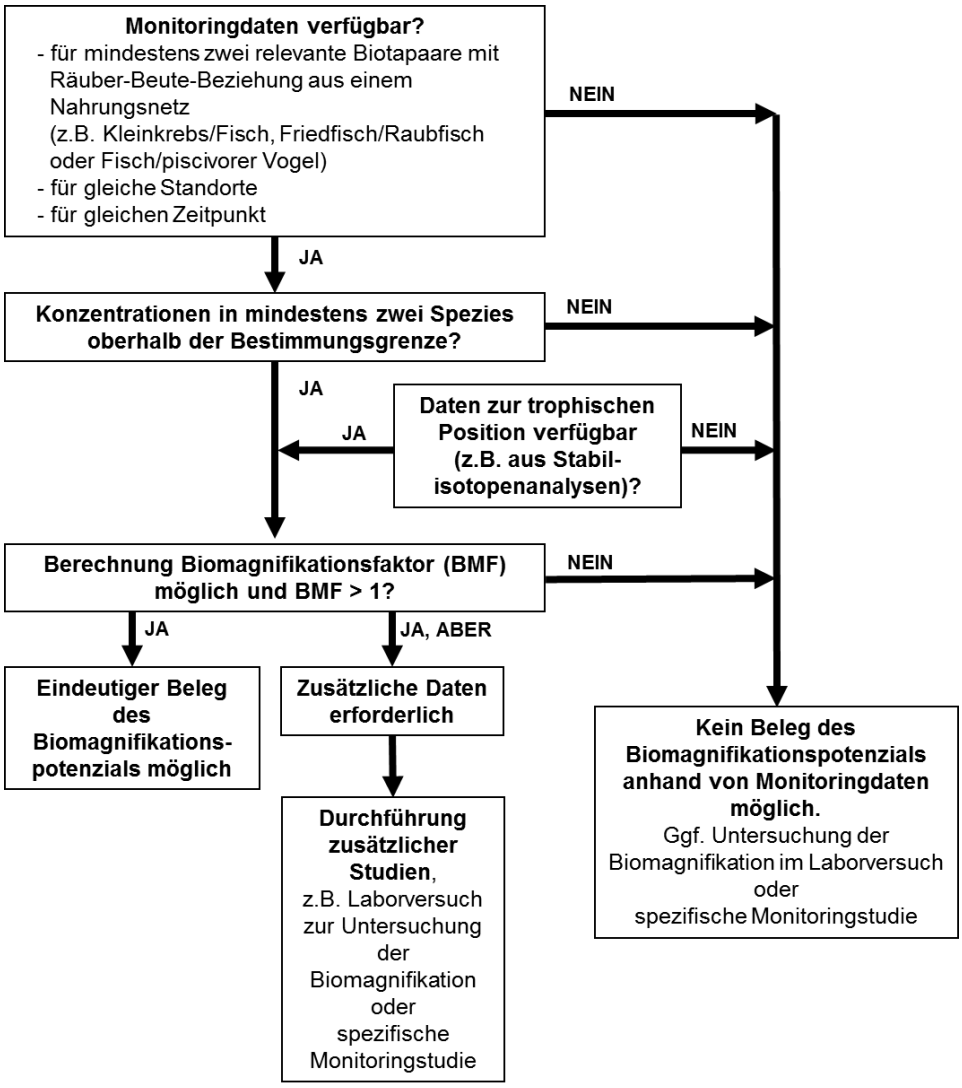

Abb. 7 Flussdiagramm zum Beleg eines möglichen Biomagnifikationspotenzials unter Verwendung von Monitoringdaten.

Wie anhand von Fallbeispielen in Anlage 7 diskutiert, kann die Umweltprobenbank des Bundes (UPB) prinzipiell genutzt werden, um BMF zu berechnen. Im Bereich von Nord- und Ostsee werden verschiedene Probenarten (ganze Organismen oder nur einzelne Gewebe) von Entnahmeorten in jeweils räumlicher Nähe beprobt. Dies gilt auch für Brassen, Dreikantmuscheln und Schwebstoffe an einer Reihe von Probenahmestellen in Flüssen. Derzeit fehlen aber noch zusätzliche Untersuchungen (z.B. Mageninhaltsanalysen), um die Nahrungsketten-Beziehung zwischen den Probenarten zu belegen. Bei der Interpretation ist auch jeweils zu betrachten, ob die Stoffkonzentration im untersuchten Gewebe relevant ist (z.B. Leber / Muskel bei Fisch oder

Ei bei der Silbermöwe). Außerdem werden Daten von Stabilisotopenuntersuchungen benötigt, um die Positionen der Organismen im Nahrungsnetz zu dokumentieren.

Beispielhaft werden hier Ergebnisse von Untersuchungen von Tributylzinnverbindungen (analysiert als Tributylzinn-Kation, TBT) diskutiert. Für diese ist auf Basis von Daten aus dem UPB-Programm eine Abschätzung von Biomagnifikationsfaktoren möglich. Hier liegen für den Nordseestandort Eckwarderhörne bzw. Transekt Varel / Mellum und den Ostseestandort Darßer Ort jeweils Konzentrationsdaten mehrerer Jahre für Aalmuttermuskulatur, Miesmuscheln und teilweise Blasentang vor (Rüdel et al. 2003, 2009). Da die Miesmuschelgehalte in allen Jahren höher sind als die der Aalmutter, ergibt die Abschätzung keine Hinweise auf eine Biomagnifikation von TBT zwischen diesen trophischen Ebenen (BMF < 1, je n = 12 für Nord- und Ostsee; berechnet auf Trockengewichtsbasis). Weiterhin ist der BMF für die Biomagnifikation von Blasentang zu Miesmuschel abschätzbar. Hier ergibt die Abschätzung einen BMF von 7 (n = 5; nur Blasentang-Daten für die Nordsee verfügbar). Für Triphenylzinnverbindungen (TPT) zeigt die analoge Abschätzung auch einen leichten Anstieg der Konzentrationen von der Miesmuschel zur Aalmutter (BMF ca. 1,3; n = 8; nur Daten für Nordsee; für die Ostsee waren die Miesmuschelkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze). In Blasentang war TPT nur in zwei Nordsee-Proben nachweisbar. Der abgeschätzte BMF (Miesmuschel/Blasentang) liegt mit ca. 10 relativ hoch. Abb. 8 zeigt beispielhaft für einige Jahre den Vergleich der Gehalte an Organozinnverbindungen in Probenarten der UPB auf Basis der Trockengewichte.

Fortibuoni et al. (2013) berichten über eine Untersuchung der Biomagnifikation von TBT und Abbauprodukten in einem Nahrungsnetz der nördlichen Adria. Dazu wurde ein breites Spektrum mariner Spezies untersucht. Die Stellung im Nahrungsnetz wurde durch Stabilisotopenanalyse belegt (^{15}N). Für TBT wurde so ein TMF von 4 berechnet. Ein Vergleich zu den UPB-Daten ist derzeit nicht möglich, da für die UPB-Organismen die Daten zur Position im Nahrungsnetz (Trophiestufe) fehlen, so dass kein TMF bestimmt werden kann. Andererseits sind bei Fortibuoni et al. (2013) keine BMF für typische Räuber-Beute-Beziehungen angegeben. Wie bei Ehrlich et al. (2011) diskutiert, würden diese Angaben zur Vergleichbarkeit verschiedener Studien beitragen.

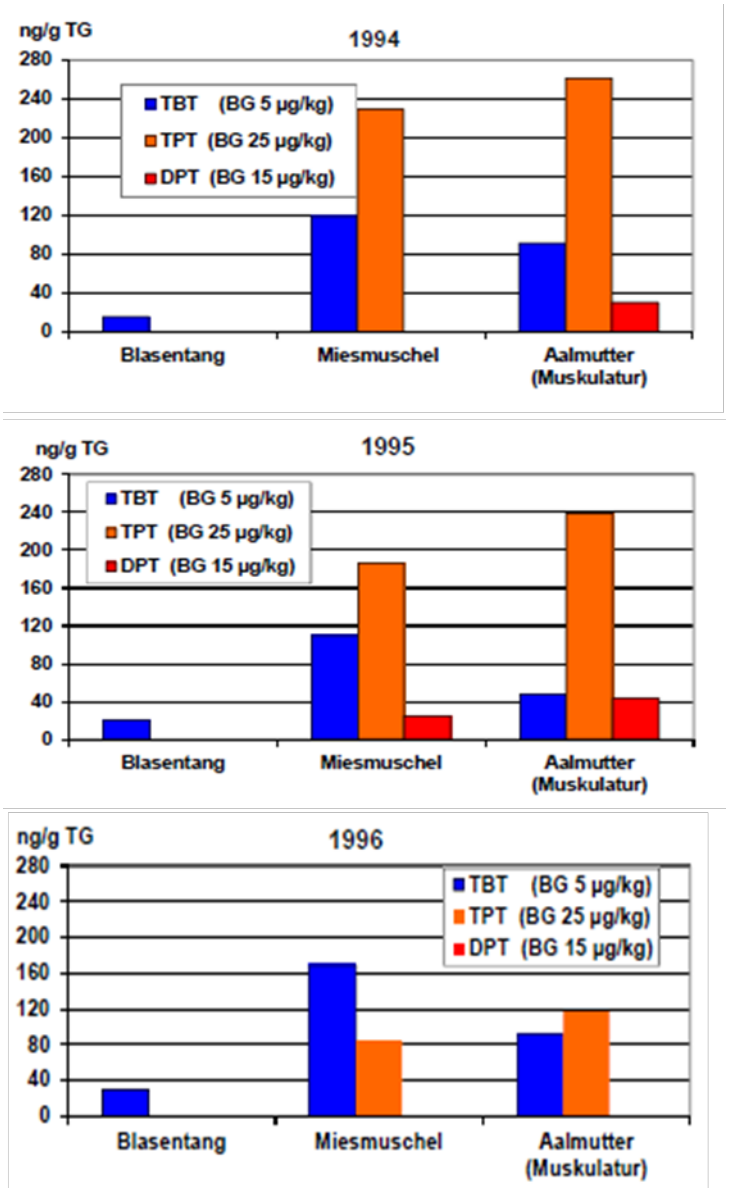

Abb. 8 Vergleich der auf Trockengewicht bezogenen Konzentrationen an Organozinnverbindungen (ng/g TG) in Probenarten der Umweltprobenbank zur Untersuchung eines möglichen Biomagnifikationspotenzials. Probenahmegebiet: Nordsee (Eckwarderhörne / Transekt Varel-Mellum). BG: Bestimmungsgrenze; DBT: Dibutylzinn (potentielles TBT-Abbauprodukt, nur in wenigen Proben nachweisbar); TG: Trockengewicht. Adaptiert aus Rüdel et al. (2003).

5.2 Bewertung der vorhandenen Monitoringprogramme in Hinblick auf ihre Eignung, Hinweise auf P- und B-Eigenschaften sowie auf Ferntransport zu liefern

In Abschnitt 5.1.2 wurde ein methodischer Ansatz zur Ableitung von Hinweisen auf Persistenzeigenschaften aus Monitoringdaten für Arzneimittel beschrieben. Dieser Ansatz eignet sich für Substanzen, die (a) überwiegend über einen Eintragspfad in die Umwelt gelangen und (b) nicht zu stark durch Sorption an Sedimente aus der Wassersäule entfernt werden. Aufgrund der Vielfalt der Eintragspfade und -quellen von Industriechemikalien sowie Pflanzenschutzmittel-

und Biozidwirkstoffen ist ein derartiger Ansatz nicht auf diese Stoffgruppen übertragbar. Dazu kommt, dass viele potenzielle Problemstoffe deutlich stärker durch Sorption an Sedimente aus der Wasserphase entfernt werden als die meisten Arzneimittelwirkstoffe.

Die vorliegenden Monitoringprogramme sind nicht darauf ausgerichtet sind, Daten zu liefern, die für eine PBT- bzw. vPvB-Bewertung genutzt werden können, sondern folgen anderen Vorgaben (v.a. jenen der Wasserrahmenrichtlinie). Ob und in welchem Umfang Monitoringdaten zur Ableitung von P- und B-Eigenschaften sowie des Ferntransportpotenzials eines potenziellen Problemstoffs genutzt werden können, muss daher im Einzelfall überprüft werden.

In den Abschnitten 5.2.2 und 5.2.3 wird für sechs Beispielstoffe dargelegt, inwieweit Informationen aus derzeit existierenden Monitoringprogrammen genutzt werden können, um Hinweise auf die genannten Stoffeigenschaften abzuleiten bzw. die diesbezüglichen Ergebnisse der Stoffbewertung zu belegen. Hierbei wurden im Wesentlichen die folgenden Datenquellen gesichtet:

- Die elektronischen Informationssysteme der zuständigen Landesämter von Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Sachsen-Anhalt sowie der FGG Rhein und der FGG Elbe. Dabei konnten die elektronischen Informationssysteme der Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Sachsen aufgrund ihrer Komplexität nur für exemplarische Datenabfragen genutzt werden.
- Schriftliche Berichte der Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein
- Die Meeresumweltdatenbank MUDAB
- Berichte des Deutschen Bienenmonitorings (DEBIMO) und des Alpenmonitorings (MONARPOP)
- Persönliche Mitteilungen von Vertretern der Landesämter von Bayern, Berlin, Sachsen-Anhalt, Saarland und Thüringen
- Berichte über Untersuchungen der Umweltprobenbank
- Publikationen zu Cybutryn (Irgarol®) über Monitoring in Großbritannien, Schweden und im Genfer See
- Reviews zu Monitoringfunden in der arktischen Umwelt (AMAP)
- Unveröffentlichte Informationen der BfG

Eine vollständige Darstellung der Datenquellen befindet sich in Anlage 12 (‚Zusammenstellung der recherchierten Monitoringdaten für die in Abschnitt 5.2 betrachteten Beispielstoffe‘).

5.2.1 Beispielstoffe

Als Beispielstoffe wurden drei Chemikalien (Hexabromcyclododecan, Perfluoroctansulfonsäure bzw. Perfluoroctansulfonat-Verbindungen und Perfluoroctansäure), zwei Pflanzenschutzmittel (Glyphosat und Pendimethalin) und ein Biozid (Cybutryn) ausgewählt.

Die Auswahl der sechs Beispielstoffe wurde anhand der folgenden Kriterien getroffen:

- Die Stoffe sollten mindestens zwei PBT-Eigenschaften aufweisen bzw. es sollte sich um PBT- oder vPvB-(Verdachts-)Stoffe handeln.
- Die in die Umwelt eingetragenen Mengen sollten relevant sein. Zu den Eintragsmengen sollten möglichst genaue Angaben – idealerweise mit Informationen über die zeitliche Entwicklung – vorliegen. Die Umsetzung dieses Kriteriums erwies sich jedoch anhand der uns zugänglichen Daten als schwierig (siehe auch Abschnitt 5.2.2).
- Es sollten Informationen über die verschiedenen Eintragspfade vorliegen. Die relevanten Eintragspfade sollten nicht zu komplex sein.
- Eine ausreichende Datenbasis bzgl. der Monitoringergebnisse sollte zugänglich sein. Die Stoffe sollten sich durch zahlreiche positive Befunde in den Monitoringprogrammen auszeichnen.

Die Auswahl der Beispielstoffe erfolgte auf der Basis der in Kap. 4 betrachteten Substanzen. Zusätzlich wurde ein Pflanzenschutzmittelwirkstoff (Glyphosat) ausgewählt, der aufgrund seiner sehr hohen Einsatzmengen in Deutschland von Bedeutung ist (in Deutschland werden jährlich über 1000 t abgesetzt; BVL 2013). Tab. 28 gibt eine Übersicht über die nach den o.g. Kriterien ausgewählten Beispielstoffe. Im darauf folgenden Text werden die Beispielstoffe vor allem in Hinblick auf ihre P- und B-Eigenschaften und ihr Ferntransportpotenzial kurz vorgestellt.

Tab. 28 Übersicht über die ausgewählten Beispielstoffe und ihre Einstufung als P, vP, B, vB und T.

Stoffvollzug	Beispielstoff	Persistenz	Bioakkumulier-barkeit	Toxizität	Ferntransport-potenzial
Industrie-chemikalien (REACH)	Hexabromcyclododecan (HBCDD)	P	vB	T	ja
	Perfluoroctansulfonat (PFOS)	vP	B	T	ja
	Perfluoroctansäure (PFOA)	vP	B	T	ja
Pflanzenschutz-mittelwirkstoffe	Glyphosat	P	-	-	-
	Pendimethalin	-	vB	T	-
Biozidwirkstoff	Cybutryn (Irgarol®)	P	-	T	-

Die Einstufung als P, vP, B, vB und T und das Ferntransportpotenzial basiert, wie im folgenden Text erläutert, auf regulatorischen Dokumenten.

Hexabromcyclododecan (HBCDD)

Das bromierte Flammschutzmittel Hexabromcyclododecan (1,2,5,6,9,10-Hexabromcyclododecan, HBCDD; CAS 3194-55-6), das hauptsächlich in Polystyrolschäumen verwendet wird, besteht aus verschiedenen Stereoisomeren. Technisches HBCDD enthält 70-95% gamma-HBCDD (CAS 134237-52-8) sowie 3-30% alpha- und beta-HBCDD (CAS 134237-50-6 und 134237-51-7; ECHA 2008a, UNEP 2010). HBCDD wurde 2008 als PBT-Substanz und somit als besonders besorgniserregende Substanz identifiziert (ECHA 2008b). Im Mai 2013 wurde HBCDD außerdem in Anhang A der Stockholm-Konvention aufgenommen und mit einem Jahr Übergangsfrist weltweit verboten (Umweltbundesamt 2013b). Da es derzeit noch keinen gleichwertigen Alternativstoff gibt, wurde eine auf 5 Jahre befristete Ausnahme für die Anwendung in Polystyrolschäumen als Isoliermaterial zugelassen. Seit 2013 ist HBCDD prioritärer Stoff im Bereich der Wasserrahmenrichtlinie (EU 2013a). HBCDD ist unter aeroben Bedingungen im Boden

persistent. In Süßwassersedimenten wird bei Umrechnung der DT_{50}-Werte auf eine Temperatur von 12°C das Persistenz-Kriterium von 120 d überschritten (Tab. 29). An Sedimentkernen gewonnene Monitoringdaten weisen außerdem darauf hin, dass die HBCDD-Konzentrationen im Sediment langsamer abnehmen als auf Basis der Laborstudien anzunehmen wäre. Zunehmende Konzentrationen in Biotaproben wurden als weiterer Beleg für die Persistenz von HBCDD angeführt (siehe ECHA 2008a, UNEP 2010). Aufgrund der Ergebnisse aus zwei Fisch-Bioakkumulationsstudien wurde HBCDD als vB eingestuft (Tab. 29; ECHA 2008a, UNEP 2010; zum Biomagnifikationspotential vgl. Abschnitt 5.1.5). HBCDD hat außerdem das Potenzial, in der Umwelt über weite Strecken transportiert zu werden (UNEP 2010; vgl. auch Abschnitt 5.1.3).

Perfluoroctansulfonat (PFOS)

Perfluoroctansulfonat (PFOS), das Anion der Perfluoroctansäure (CAS 1763-23-1), ist eine perfluorierte organische Substanz, die aufgrund ihrer unpolaren perfluorierten Gruppe und ihrer polaren anionischen Gruppe oberflächenaktiv ist. PFOS wird u.a. in schmutz- und wasser-abweisenden Beschichtungen, Feuerlöschschäumen und als Tensid bei Ölbohrungen eingesetzt (EFSA 2008). Auf Grundlage einer Gefahrenbeurteilung durch die OECD (2002b) wurden Perfluoroctansulfonate durch die EU als sehr persistent, hochgradig bioakkumulierbar und toxisch eingestuft und das Potential zum weiträumigen Transport in der Umwelt wurde festgestellt. Die Verwendung von Perfluorsulfonaten wurde auf wenige Bereiche eingeschränkt (EU 2006). Perfluoroctansäure und ihre Salze wurden auf den Annex B der Stockholm-Konvention aufgenommen (UNEP 2009b; siehe auch Anlage 8). PFOS ist seit 2013 prioritärer Stoff im Bereich der Wasserrahmenrichtlinie (EU 2013a). Die Einstufung von PFOS als P und vP basiert auf dem Befund, dass in den durchgeführten Tests kein Abbau festgestellt wurde (siehe Tab. 29; RPA & BRE Environment 2004). Im Unterschied zu unpolaren organischen Verbindungen reichert sich PFOS nicht im Fettgewebe von Organismen an, sondern bindet an Proteine im Blutplasma und in der Leber (UNEP 2006; vgl. auch Abschnitt 4.1.1). Für Fische wurde in einer Laborstudie ein Biokonzentrationsfaktor (BCF) von 2796 ermittelt (3M 2003, vgl. auch Tab. 29). PFOS reichert sich in der Nahrungskette an und wurde in hohen Konzentrationen in Prädatoren gefunden, die am Ende der Nahrungskette stehen (UNEP 2006, vgl. auch Anlage 7 dieses Berichtes).

Perfluoroctansäure (PFOA)

Perfluoroctansäure (auch Pentadecafluoroctansäure; PFOA; CAS 335-67-1) gehört wie PFOS zu den oberflächenaktiven perfluorierten organischen Substanzen. Sie wird v.a. in der Herstellung von Fluorpolymeren eingesetzt (Vierke et al. 2012). PFOA wurde als PBT-Substanz und damit als besonders besorgniserregende Substanz identifiziert (ECHA 2013b). Ihre Einstufung als P und vP basiert darauf, dass in Abbautests unter umweltrelevanten Bedingungen kein Abbau festgestellt wurde (ECHA 2013b, siehe auch BAuA 2013 und Tab. 29). In Laborstudien wurde zwar keine Biokonzentration in Fischen nachgewiesen (vgl. Tab. 29). Da sich PFOA jedoch in der Nahrungskette anreichert (v.a. in Luft-atmenden Tieren am Ende der Nahrungskette) und im Menschen akkumuliert, wurde sie auf der Grundlage von Abschnitt 3.2.2 des Anhangs XIII der REACH-Verordnung (EG 2011a) als bioakkumulierend eingestuft (ECHA 2013b).

Glyphosat

Das Phosphonat Glyphosat (CAS 1071-83-6) ist eins der weltweit am meisten eingesetzten Breitbandherbizide. Glyphosat-Formulierungen, die Glyphosatsalze (oft das Isopropylaminsalz) und im Allgemeinen auch oberflächenaktive Stoffe (*surfactants*) enthalten, werden auf die Blätter der Pflanzen appliziert (Giesy et al. 2000, Henderson et al. 2010). Das polare Glyphosat bindet sehr stark an Boden- und Sedimentmineralien und verlagert sich daher in Wasser-Sedimentsystemen schnell aus dem Wasser ins Sediment (Giesy et al. 2000, WFD-UKTAG 2012a). Im Sediment ist es persistent (siehe Tab. 29). Glyphosat reichert sich nur in relativ geringem Maße in aquatischen Organismen an: in Fischen wurden Biokonzentrationsfaktoren von 10 – 66 ermittelt (Wang et al. 1994 zitiert in WFD-UKTAG 2012a; vgl. Tab. 29). Die niedrigste chronische Effektkonzentration liegt bei 0,332 mg/L (Roshon 1997, WFD-UKTAG 2012a).

Pendimethalin

Die Dinitroanilinverbindung Pendimethalin (CAS 40487-42-1) wird als selektives Herbizid gegen einjährige Gräser und breitblättrige Unkräuter eingesetzt. Pendimethalin ist sehr hydrophob (log K_{ow}: 5,2) und bindet stark an organische Substanz in Boden-, Schwebstoff- und Sedimentpartikeln (EC 2003c, WFD-UKTAG 2012b). Im Sediment weist es eine moderate Persistenz auf (vgl. Tab. 29), die Persistenz im Boden ist deutlich höher (WFD-UKTAG 2012b). Der in einer Laborstudie mit Fischen ermittelte BCF-Wert von 5100 (Tab. 29) liegt über dem Grenzwert für vB-Substanzen. Pendimethalin ist v.a. gegenüber Algen sehr toxisch (NOEC für *Pseudokirchneriella subcapitata*: 0,003 mg/L, Hughes et al. 1992 zitiert in WFD-UKTAG 2012b).

Cybutryn (Irgarol®)

Cybutryn (Irgarol®; CAS 28159-98-0) ist ein Triazin-Herbizid, das wegen seiner bioziden Wirkung auf Algen als sog. Booster-Biozid in aufwuchshemmenden Bootsanstrichen eingesetzt wird. Es wird seit der Einschränkung der Verwendung bzw. dem Verbot von Tributylzinn (1989 bzw. 2003) verstärkt angewendet (siehe auch Abschnitt 3.1.2). Cybutryn wurde bis 2011 außerdem als biozider Wirkstoff in Materialschutzmitteln eingesetzt (Produktarten 7, 9 und 10; z.B. in Fassadenschutzmitteln und in Dämmmaterial). Für die Produktart 21 (Antifouling) ist Cybutryn im Biozid-Review-Programm. Im EU-Bewertungsbericht für die Produktart 21 wurde Cybutryn als persistent (P) und toxisch (T), aber nicht als bioakkumulierbar (B) eingestuft (EC 2011b). Cybutryn verlagert sich aus dem Wasser relativ schnell ins Sediment, wird aber nur sehr schlecht abgebaut (Tab. 29). Mit BCF-Werten von 160 – 250 (siehe Tab. 29) hat es ein moderates Bioakkumulationspotenzial in Fischen (ACP 2005, EC 2011b). In Fadenalgen und aquatischen Makrophyten wurde jedoch z.T. eine deutlich stärkere Akkumulation festgestellt (Tab. 29). Bei Transfer in nicht kontaminiertes Wasser wird Cybutryn sowohl von Fischen als auch von Makroalgen relativ schnell eliminiert. In einem aquatischen Mikrokosmostest wurde keine Biokonzentration in einer Reihe von Organismen festgestellt (EC 2011b). Im Juli 2013 wurde Cybutryn der EU-Liste prioritärer Stoffe in Oberflächengewässern hinzugefügt (EG 2013a).

Tab. 29 Daten zum Bioabbau und zur Biokonzentration der ausgewählten Chemikalien, Pflanzenschutzmittel und Biozide.

Substanz	Bioabbau (Halbwertszeit, DT_{50})	Biokonzentration
Hexabromcyclododecan (HBCDD)	Sediment, aerob: bei 20°C (Werte in Klammern auf 12°C umgerechnet): DT_{50}: 101 d (191 d) für HBCDD insgesamt, DT_{50}: 113 d (214 d) für alpha-HBCDD, DT_{50}: 68 d (129 d) für beta-HBCDD, DT_{50}: 104 d (197 d) für gamma-HBCDD Sediment, anaerob: bei 20°C (Werte in Klammern auf 12°C umgerechnet): DT_{50}: 66 d (125 d) für HBCDD insgesamt, DT_{50}: 113 d (ca. 210 d) für alpha-HBCDD, DT_{50}: 44 d (ca. 80 d) für beta-HBCDD, DT_{50}: 65 d (ca. 125 d) für gamma-HBCDD (Davis et al. 2004 zitiert in EC 2008) Boden: Kein Abbau in 112 d (Davis et al. 2004 zitiert in EC 2008)	Fische: BCF: 18100 L/kg (Laborstudie; Veith et al. 1979 zitiert in EC 2008) BCF: 8974-21940 L/kg (Laborstudie; Drottar & Krueger 2000 zitiert in EC 2008)
Perfluoroctansulfonat (PFOS)	Klärschlamm: Kein Abbau in 18, 28 und 35 d unter aeroben Bedingungen, kein Abbau in 56 d unter anaeroben Bedingungen (OECD 2002b) Boden: Kein Abbau in 63 d unter aeroben Bedingungen (OECD 2002b) Ohne Spezifikation: Kein Abbau in bis zu 20 Wochen unter aeroben Bedingungen und in bis zu 8 Wochen unter anaeroben Bedingungen (3M 2003)	Fische: BCF: 2796 L/kg (gesamter Körper; Laborstudie; 3M 2003) BCF: 4300 (Leber) und 1100 L/kg (Körper ohne Leber und Magen-Darm-Trakt, Laborstudie; Martin et al. 2003)

Substanz	Bioabbau (Halbwertszeit, DT_{50})	Biokonzentration
Perfluoroctansäure (PFOA)	Klärschlamm: Abbau in 28 d: < 5% (BAuA 2013) Kein Abbau in 25 d unter aeroben Bedingungen (Schröder 2003 und Meesters & Schröder 2004 zitiert in BAuA 2013) Wasser-Sedimentsystem: Keine signifikante Reduktion der Konzentration in der Wassersäule bei Anfangskonzentrationen von 0,3 bis 30 mg/L, bei 100 mg/L Abnahme der Konzentration um 32% (Verlagerung in andere Kompartimente vermutet; Mikrokosmosstudie; Hanson et al. 2005 zitiert in BAuA 2013) Verschiedene Inokula: Kein Abbau in 231 d unter anaeroben Bedingungen mit verschiedenen Inokula aus kontaminierten Habitaten (Klärschlamm, Sediment oder Boden, der / das zuvor gegenüber halogenorganischen Verbindungen exponiert war und daher adaptierte Mikroorganismen enthalten sollte) mit verschiedenen Elektronen-Donoren (Acetat, Ethanol, H2) und mit / ohne zusätzlichen Nährstoffen (Hefeextrakt); kein Abbau in 110 d mit Klärschlamm (s.o.) unter anaeroben Bedingungen mit Acetat als Elektronen-Donor; kein Abbau in 110 d mit Klärschlamm (s.o.) unter aeroben, Nitrat-reduzierenden, Fe-reduzierenden, Sulfat-reduzierenden oder methanogenen Bedingungen; kein Kometabolismus von PFOA während der reduktiven Dechlorierung von Perchlorethan in 110 bzw. 231 d (Liou et al. 2010)	Fische: BCF: 8 (Leber) und 4 L/kg (Körper ohne Leber und Magen-Darm-Trakt; Laborstudie, Martin et al. 2003) BCF: 1,8 L/kg (Laborstudie, 3M 1995 zitiert in BAuA 2013)
Glyphosat	Wasser-Sedimentsystem: DT_{50}: 31 und 124 d (gesamtes System) Mineralisierung: 6 und 26% nach 91 d (zwei verschiedene Wasser-Sedimentsysteme; Muttzall 1993 zitiert in EC 2002) DT_{50}: 27 und 146 d (gesamtes System) DT_{50}: 1 und 4 d (Wasserphase) Mineralisierung: 18 und 24% nach 100 d (zwei verschiedene Wasser-Sedimentsysteme; Möllerfeld & Römbke 1993 zitiert in EC 2002)	Fische: BCF: 10-66 L/kg (gesamter Körper; Laborstudie; Wang et al. 1994 zitiert in WFD-UKTAG 2012a)

Substanz	Bioabbau (Halbwertszeit, DT_{50})	Biokonzentration
Pendimethalin	Wasser-Sedimentsystem: DT_{50}: 4-28 d (4 Studien, EC 2003c) Sediment, anaerob: DT_{50}: 6 d (Teichsediment; Mangels 1991 zitiert in U.S. EPA 1997)	Fische: BCF: 5100 L/kg (gesamter Körper; Laborstudie, Forbis et al. 1986 zitiert in U.S. EPA 1997) BCF: 1000 (Mesokosmosstudie, einmalige Applikation einer Pendimethalin-Formulierung, Ebke et al. 2001 zitiert in WFD-UKTAG 2012b)
Cybutryn	Wasser-Sedimentsystem, aerob: DT_{50}: 96 d (ACP 2005) Wasser-Sedimentsystem, anaerob: DT_{50}: 5,6 Jahre (ACP 2005) Wasser-Sedimentsystem, marin, aerob: DT_{50}: 201 d (ACP 2005) Wasser-Sedimentsystem, marin, anaerob: DT_{50}: 23 Jahre (ACP 2005) Mesokosmosstudie: DT_{50}: 37-48 d (bei niedrigster nominaler Konzentration 3 x höher, keine genauere Angabe; Mohr et al. 2008)	Fische: BCF: 240 und 250 L/kg (gesamter Körper; Laborstudie, ACP 2005) BCF: 160 L/kg (gesamter Körper; Laborstudie mit marinen Fischen, ACP 2005) Aquatische Makrophyten und Algen: BCF: 5200 L/kg (Makroalgen; EC 2011b) BCF: 744-1520 L/kg (*Myriophyllum verticulatum*), BCF: 169-284 L/kg (*Potamogeton nodosus*), BCF: 289-2430 (Fadenalgen) (Mesokosmosstudie mit einmaliger Applikation von Irgarol; Mohr et al. 2009)

Die Tabelle enthält nur gemessene Werte. Die Daten wurden in Süßwasser gewonnen, wenn nicht anders angegeben. In die Tabelle wurden primär Daten aus Dossiers aufgenommen; es wird kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben. Soweit möglich sind die Originalreferenzen angegeben. Die Biokonzentrationsfaktoren (BCF) sind auf Frischgewichtsbasis angegeben.

Im Folgenden wird für die einzelnen Beispielstoffe dargelegt, inwieweit die vorliegenden Monitoringdaten zur Ableitung von P- und B-Eigenschaften genutzt werden können.

Eine ausführliche Zusammenfassung aller Informationen, die aus den in Deutschland betriebenen und den internationalen Monitoringprogrammen gewonnen werden konnten, befindet sich in Anlage 12. Ausgewertet wurden die Monitoringprogramme, die im Rahmen von Kap. 2 bis 4 recherchiert und bzgl. der Nutzung von Monitoringdaten zur Ableitung bedenklicher[29] Stoffeigenschaften diskutiert wurden.

Da die Bestimmungsgrenzen von Messprogramm zu Messprogramm und innerhalb eines Messprogramms im Laufe der Jahre z.T. stark variieren, wird auf eine vollständige Angabe der Bestimmungsgrenzen verzichtet. In der Anlage 12 werden Bestimmungsgrenzen vor allem in den Fällen angegeben, in denen ausschließlich negative Befunde oder nur wenige positive Befunde vorliegen.

[29] Die Begriffe ‚bedenklich' und ‚besorgniserregend' werden als Synonyme verwendet.

5.2.2 Auswertung der Monitoringdaten für die Beispielstoffe

Hexabromcyclododecan (HBCDD)

Aufgrund von Anwendungseinschränkungen sind die Umsatzmengen und damit auch die Emissionen von HBCDD seit einigen Jahren rückläufig (z.B. globale Emissionen 2008: 2017 kg, 2009: 309 kg). Wegen des o.g. Verbots durch die Stockholm-Konvention (siehe Abschnitt 5.2.1) ist von einem weiteren Rückgang der Umwelteinträge in den kommenden Jahren auszugehen. Zeitlich konstante Konzentrationen in einem relevanten Umweltkompartiment, wie z.B. marinen Biota, würden daher Rückschlüsse auf die Persistenz des Stoffes zulassen.

HBCDD wurde bisher im Rahmen der in Deutschland betriebenen Monitoringprogramme vor allem in Biota untersucht. Aus den ausgewerteten Ergebnissen lassen sich keine Hinweise auf Persistenz und Bioakkumulation / Biomagnifikation ableiten. Aus Ergebnissen von Untersuchungen in der arktischen Umwelt können jedoch Hinweise auf das Ferntransportpotenzial abgeleitet werden. Im Folgenden werden die ausgewerteten Befunde im Einzelnen dargelegt.

- HBCDD wird im kontinuierlichen, landesweiten Oberflächengewässermonitoring des Bundeslandes Sachsen untersucht. Da der Stoff erst seit 2012 im Messprogramm für Inhaltsstoffe von Schwebstoffen und schwebstoffbürtigen Sedimenten berücksichtigt wird, liegen keine Zeitreihen über die Belastung der untersuchten Gewässer vor.
- Die Untersuchungen von Silbermöweneiern an Nord- und Ostsee anhand von Proben aus der UPB ergaben positive Befunde für alpha-HBCDD. Hierbei wurde ein abnehmender Trend der Belastung festgestellt, d.h. mit abnehmenden Umwelteinträgen scheinen die Belastungen zu sinken. Hinweise auf P-Eigenschaften von HBCDD konnten aus diesen Ergebnissen daher nicht abgeleitet werden.
- Untersuchungen von Wanderfalkeneiern durch die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) führten zu positiven Befunden. Da eine ausführliche Publikation der Belastungsdaten erst für Ende 2013 in Aussicht gestellt wurde, können die genannten Daten zurzeit leider nicht genutzt werden.
- Zu ausschließlich negativen Befunden führte das Biotamonitoring des Bund-Länder-Messprogramms Meeresumwelt (dokumentiert in der Meeresumweltdatenbank MUDAB), in dessen Rahmen 2011 Fisch- und Muschelproben untersucht wurden.
- In einer Klärschlammstudie, die im Auftrag des bayerischen Landesumweltamtes erstellt wurde, wird die Kontamination von Ackerböden mit HBCDD durch Aufbringung mit hoch belastetem Klärschlamm belegt. Aufgrund der Zielsetzung der Studie sind hieraus jedoch keine Hinweise auf P-Eigenschaften ableitbar.
- HBCDD weist ein ubiquitäres Vorkommen in der arktischen Umwelt auf. Zahlreiche Befunde in verschiedenen Kompartimenten belegen sein Ferntransportpotenzial.

In Biotaproben wurde alpha-HBCDD häufiger nachgewiesen als beta- und gamma-HBCDD. Für beta-HBCDD sind die meisten negativen Befunde zu verzeichnen. In den meisten Biotaproben wurden auch für alpha-HBCDD höhere Konzentrationen gemessen als für beta- und gamma-HBCDD. Mögliche Gründe für die Unterschiede zwischen den verschiedenen Diastereomeren

werden in Anlage 8 im Zusammenhang mit den Befunden in Silbermöweneiern aus der UPB diskutiert.

Perfluoroctansulfonat (PFOS)

Bis zum Jahr 2000 wurden ca. 500 t/a PFOS in der EU umgesetzt. Seit 2009 ist die Produktion und Anwendung des Stoffes durch Beschluss gemäß der Stockholm-Konvention, Anhang B eingeschränkt (siehe Abschnitt 5.2.1). Insgesamt sind Umsätze und Umwelteinträge stark rückläufig.

Bzgl. der Nutzung von Monitoringdaten zur Ableitung von Eigenschaften bedenklicher Stoffe erwies sich die Datenlage für PFOS als die beste der ausgewählten Beispielstoffe. Die Ergebnisse der ausgewerteten deutschen und internationalen Monitoringprogramme sind im Folgenden zusammengefasst:

- Das Vorkommen von PFOS in Oberflächengewässern wird bzw. wurde in acht Bundesländern untersucht, z.T. als Bestandteil der kontinuierlichen Monitoring-programme sowie im Rahmen von Sonderuntersuchungen. Anlass für die Sonder-untersuchungen waren meist Funde von kontaminierten Böden, die zur Belastung weiterer Kompartimente führten, sowie Berichte anderer Bundesländer (Hessen, Nordrhein-Westfalen) über diese Funde, die Anlass zur Besorgnis bzgl. der Belastung im eigenen Bundesland gaben. In den Fällen, in denen die Belastung durch PFOS auf lokale Punktquellen zurückgeführt werden konnte, geben die Untersuchungsergebnisse eher Aufschluss über die lokale bzw. regionale Belastung als dass sie als Hinweis auf bedenkliche Stoffeigenschaften genutzt werden können.
- In sieben von acht Bundesländern sind positive Befunde in der Wasserphase von Oberflächengewässern zu verzeichnen. Da erst vor wenigen Jahren mit kontinuierlichen PFOS-Messungen begonnen wurde, liegen nur relativ kurze Zeitreihen über die Belastung der Oberflächengewässer vor. Für die in Baden-Württemberg untersuchten Fließgewässer zeichnet sich eine nicht sehr ausgeprägte Tendenz zur Abnahme der Konzentrationen ab (Messzeitraum 2007 – 2011), die in den folgenden Messjahren zu verifizieren sein wird. Für die Messstellen der FGG Rhein an Rhein und Neckar (Messzeitraum 2007 – 2010) ist kein eindeutiger Trend zu identifizieren.
- Einmalige Untersuchungen von Wasser- und Sedimentproben aus der Nordsee ergaben ausschließlich positive Ergebnisse. Ein Trend ist aus den Daten aufgrund der fehlenden Zeitreihen nicht abzuleiten.
- Aus drei Bundesländern liegen Ergebnisse von Fischuntersuchungen vor, die meist positive Befunde aufweisen. In einem Bundesland wurden zusätzlich Muschelproben untersucht, die an allen Probenahmeorten zu positiven Befunden führten. Die höhere Belastung von Raubfischen im Vergleich zu Friedfischen in baden-württembergischen Gewässern wurde als Hinweis auf Biomagnifikation bewertet (CVUA 2009). Die Feststellung, dass trotz niedriger Konzentrationen von PFOS in bayerischen Fließgewässern landesweit eine Belastung der Biota zu verzeichnen war, wurde als Hinweis auf das Bioakkumulationspotenzial von PFOS interpretiert (LfU 2013b). Untersuchungen von Karpfen aus Bioakkumulationsteichen, die mit gereinigtem Abwasser aus kommunalen und industriellen Kläranlagen befüllt waren, wiesen durchweg Belastungen auf (Koschi

2012). Da keine entsprechenden Angaben über die PFOS-Konzentrationen in der Wasserphase vorliegen, ist eine Abschätzung von Bioakkumulationsfaktoren aus den vorliegenden Daten jedoch nicht möglich. In NRW wurden an 12 Probenahmestellen die Konzentrationen in der Wasserphase und in Fischmuskulatur (Frischgewicht) ermittelt und hieraus artspezifische BAF für neun Fischarten berechnet. Die Schwankungsbreite für die artspezifischen BAF lag zwischen 539 (Döbel) und 2284 (Flussbarsch) (Ahrenholz et al. 2011).

- Zahlreiche Untersuchungen von Proben aus der UPB führten zu durchweg positiven Befunden. Untersucht wurden marine (Miesmuschel, Aalmutter, Silbermöwen- und Kormoraneier), limnische (Brassen, Kormoraneier) und terrestrische Proben (Krähen- und Stadttaubeneier) (Rüdel et al. 2011). Über die Ergebnisse der Untersuchungen der marinen Biotaproben liegen z.T. langjährige Zeitreihen vor. Für die Fischproben (Aalmutter) zeichnet sich eine zeitliche Abnahme der Belastung ab. Für die Silbermöweneier wurde an der Nordsee eine leichte Abnahme der Belastung festgestellt, an der Ostsee hingegen eine Belastungszunahme. Ein eindeutiger Trend war daher nicht zu identifizieren. Für drei marine Arten (Miesmuschel, Aalmutter und Silbermöwe) wurde ein TMF von 11 bis 16 abgeschätzt. Da jedoch ungeklärt ist, ob die drei untersuchten Spezies direkte Räuber-Beute-Beziehungen besitzen, ist der ermittelte Wert als indikativ zu betrachten. Für die Paare Aalmutter / Miesmuschel und Silbermöwe / Aalmutter wurden jeweils auch BMF abgeschätzt. Für Aalmutterleber wurden PFOS-Konzentrationen ermittelt, die im Durchschnitt um einen Faktor von ca. 20 höher als die Konzentrationen in Miesmuscheln lagen. Die PFOS-Konzentrationen in Silbermöweneiern waren im Mittel ca. 5-fach höher als die Konzentrationen in Aalmutterlebern (siehe hierzu auch Anlage 7 und 12).
- Aus Proben an der Rhein-Messstelle Kleve-Bimmen wurden durch einen Vergleich von PFOS-Konzentrationen in der Wasserphase und in Brassenproben BAF abgeschätzt. Für das Verhältnis Wasser / Brassenmuskulatur betrug der BAF 1000, für das Verhältnis Wasser / Brassenleber 10.000 (Theobald et al. 2011).
- In einer weiteren retrospektiven UPB-Untersuchung konnte PFOS in allen Brassenproben aus Rhein, Elbe, Donau, Saar und Saale nachgewiesen werden. Dabei wurden in Muskulaturproben niedrigere Werte gemessen als in Leberproben. PFOS wies im untersuchten Zeitraum an den meisten Probenahmeorten einen abnehmenden Trend auf (Theobald et al. 2011).
- Für die Jahre 2007 bis 2011 liegen Ergebnisse des Wanderfalkeneimonitoring vor (LUBW 2012b). In allen Messjahren waren positive Befunde zu verzeichnen. Ein eindeutiger Trend der Belastungszu- oder -abnahme ist nicht zu identifizieren.
- Beim Vorkommen vom PFOS im Klärschlamm war eine Kontamination von Böden zu verzeichnen, die zuvor mit Klärschlamm beaufschlagt worden waren. In einigen Fällen konnte ein Transfer in Pflanzen festgestellt werden (Hübner et al. 2011b).
- Wie die Ergebnisse des Alpenmonitorings (MONARPOP) zeigen, ist ein Vorkommen auch in entlegenen Gebieten Mitteleuropas (Belastung von alpinem Waldhumusboden) zu verzeichnen.

- Wie andere perfluorierte Kohlenwasserstoffe (PFC) ist PFOS in der Arktis ubiquitär vorhanden (Butt et al. 2010). Bisher liegen nur wenige Ergebnisse über die abiotische Umwelt vor. Gut untersucht wurde das marine Nahrungsnetz, limnische und terrestrische Ökosysteme wurden dagegen weniger untersucht. Im Allgemeinen ist die Belastung von Biota mit PFOS am höchsten. Seit den 1970er Jahren ist meist ein Anstieg der Belastung durch PFC zu verzeichnen. Einige neuere Studien der kanadischen Arktis zeigen eine Abnahme der PFOS-Belastung. So sank die Belastung in Seeforellenleber von 2001 bis 2006 und jene in Quappenleber von 2003 bis 2006 an Probennahmeorten im Nordwestterritorium (Evans et al. 2006 und Stern & Tomy 2007 zitiert in Butt et al. 2010). Auch die Belastung zweier Ringelrobbenpopulationen in der Region Nunavut nahm ab. In einer Population in Arviat war ein Abfall der PFOS-Konzentrationen in der Leber während der Probenahmejahre 1998, 2003 und 2005 zu verzeichnen. In der Population in der Resolute Bay wurde 2005 eine deutliche Verringerung der Leberbelastung gegenüber dem Messjahr 2000 festgestellt (Butt et al. 2007 zitiert in Butt et al. 2010). Dagegen wurde in Grönland bei Ringelrobbe und Eisbär eine Zunahme der PFOS-Belastung beobachtet. In Abb. 9 ist die zeitliche Entwicklung der Belastung von Eisbärleber in Ostgrönland dargestellt. Die regionalen Unterschiede deuten darauf hin, dass die Emissionen aus verschiedenen Quellregionen stammen (Butt et al. 2010).

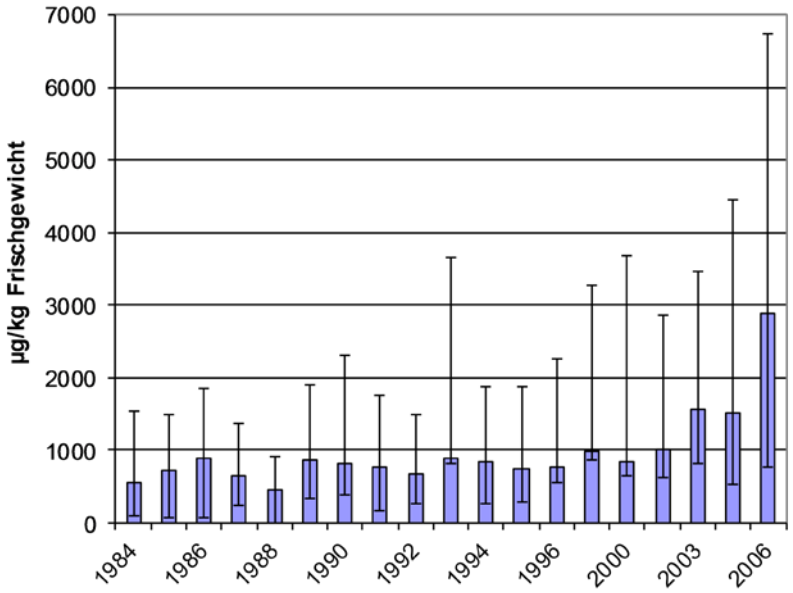

Abb. 9 Zeitreihe der PFOS-Belastung von Eisbärleber in Ittoqqortoormiit, Ostgrönland. Dargestellt sind die Mediane, Minima und Maxima für die einzelnen Untersuchungsjahre. Messergebnisse entnommen aus Dietz et al. (2008).

Perfluoroctansäure (PFOA)

Im Rahmen von Kap. 5 konnten leider keine Daten zu Produktions- und Verbrauchsmengen bzw. Umwelteinträgen ermittelt werden. Zu den Umweltbelastungen liegen zahlreiche Daten vor, die Datenlage ist jedoch nicht so umfangreich wie für PFOS.

- In sieben Bundesländern werden die PFOA-Belastungen zumeist in der Wasserphase untersucht. In sechs Bundesländern sind positive Befunde zu verzeichnen. Nur im

Saarland liegt die Belastung der Saar derzeit unterhalb der Bestimmungsgrenze. Da erst vor wenigen Jahren mit den PFOA-Messungen begonnen wurde, sind die Zeitreihen meist zu kurz, um Trendaussagen zuzulassen. In den großen Fließgewässern Baden-Württembergs (Rhein, Neckar und Donau) ist ein leichter Trend zur Zunahme der Belastung erkennbar (siehe Abb. 10). Untersuchungen von Schwebstoffen und schwebstoffbürtigen Sedimenten im Rahmen des sächsischen Oberflächengewässer-monitorings ergaben ausschließlich bzw. überwiegend negative Befunde.

- In drei Bundesländern wurden / werden PFOA-Untersuchungen in Biota durchgeführt. Die Ergebnisse des Fischmonitorings zweier Bundesländer waren ausschließlich bzw. fast ausschließlich negativ. In einem weiteren Bundesland (Bayern) waren positive Befunde im Fisch- und Muschelmonitoring zu verzeichnen, jedoch seltener als für PFOS, das ebenfalls Bestandteil der entsprechenden Untersuchungsprogramme war / ist. Durch die Untersuchungsergebnisse konnte also das höhere Bioakkumulationspotenzial von PFOS gegenüber PFOA bestätigt werden (LfU 2013b).
- Untersuchungen von Karpfen aus Bioakkumulationsteichen, die mit gereinigtem Abwasser aus kommunalen und industriellen Kläranlagen befüllt waren, wiesen z.T. Belastungen auf. Da keine entsprechenden Angaben über die PFOA-Konzentrationen in der Wasserphase vorliegen, ist eine Abschätzung von Bioakkumulationsfaktoren aus den vorliegenden Daten jedoch nicht möglich (Koschi 2012).
- Einmalige Untersuchungen von Wasser- und Sedimentproben aus der Nordsee ergaben ausschließlich positive Ergebnisse. Ein Trend ist aus den Daten aufgrund der fehlenden Zeitreihen nicht abzuleiten.
- Untersuchungen von PFOA im Rahmen des Wanderfalkeneimonitorings (Messjahre 2007 - 2011) führten zu positiven Befunden. Die Konzentrationen von PFOA in Falkeneiern sind – wie wegen des deutlich geringeren Bioakkumulationspotentials zu erwarten (Tab. 29) – jedoch wesentlich niedriger als die entsprechenden PFOS-Konzentrationen (LUBW 2012b).
- Auf Grünland konnte z.T. ein Transfer von PFOA aus Böden, die durch Klärschlamm-beaufschlagung belastet waren, in Pflanzen festgestellt werden (Hübner et al. 2011b).
- PFOA war gemeinsam mit PFOS und anderen PFC Gegenstand zahlreicher UPB-Untersuchungen. Untersucht wurden Proben aus dem marinen (Miesmuschel, Aalmutter, Silbermöwen- und Kormoraneier), limnischen (Brassen, Kormoraneier) und terrestrischen Bereich (Krähen- und Stadttaubeneier) (Rüdel et al. 2011). In einer retrospektiven UPB-Untersuchung von Brassenproben aus Rhein, Elbe, Donau, Saar und Saale war PFOA nur in wenigen Fischproben nachweisbar vor (Theobald et al. 2011). Für Möweneier (auf Nordseeinseln), Aalmuttern, Kormoran- und Kräheneier liegen z.T. positive Befunde vor. Bei allen Untersuchungen lagen die Konzentrationen unter den entsprechenden Werten für PFOS (Rüdel et al. 2011). Dies kann als Hinweis auf das deutlich geringere Bioakkumulationspotenzial von PFOA im Vergleich zu PFOS interpretiert werden.

- PFOA wurde in entlegenen Gebieten Europas (Alpenregion) gefunden. Die mittlere Belastung von untersuchten Waldhumusböden lag jedoch deutlich dem entsprechenden Mittelwert, der für PFOS gefunden wurde.
- PFOA wurde in abiotischen und biotischen Kompartimenten in der Arktis nachgewiesen. Für die abiotische Umwelt liegen bisher nur wenige Untersuchungsergebnisse vor. Im Allgemeinen werden für PFOA im Vergleich zu anderen PFC die höchsten Konzentrationen im Meerwasser verzeichnet. Gut untersucht wurde das marine Nahrungsnetz, limnische und terrestrische Ökosysteme wurden dagegen wenig untersucht. PFOA wurde in Proben verschiedener mariner Arten gefunden. Die Konzentrationen von PFOA in Biota sind jedoch niedrig (Butt et al. 2010). Wie Abb. 11 zeigt, beträgt beispielsweise zwischen 1984 bis 2006 die PFOA-Belastung von Eisbärleber in Ostgrönland 0,1 bis 1,2% der entsprechenden Belastung durch PFOS. In zahlreichen Proben war PFOA – im Gegensatz zu PFOS – nicht nachweisbar.

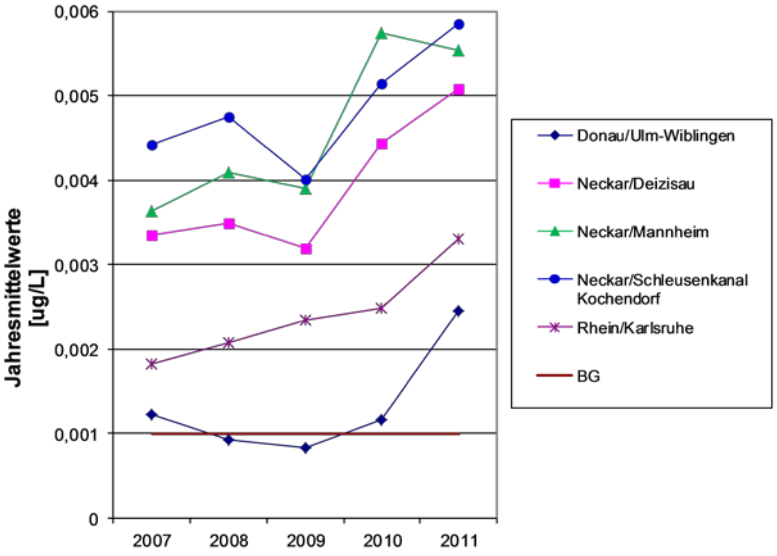

Abb. 10 Zeitreihe der Jahresmittelwerte der PFOA-Konzentrationen an Messstellen von großen Fließgewässern und einem Kanal in Baden-Württemberg. BG: Bestimmungsgrenze. Jahresmittelwerte und Bestimmungsgrenze entnommen aus LUBW (2013).

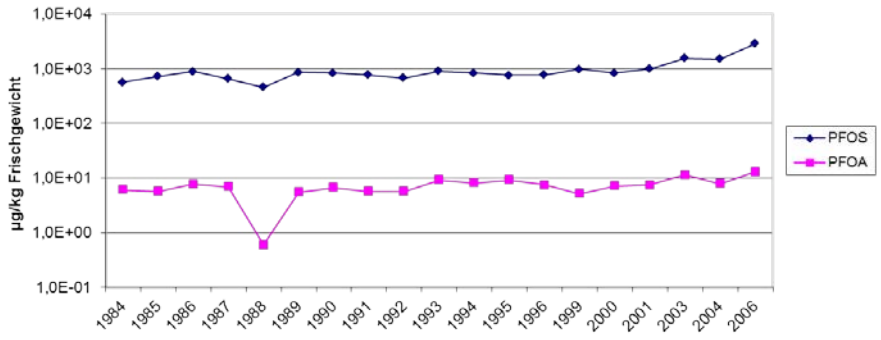

Abb. 11 Vergleich der Zeitreihen der PFOS- und der PFOA-Belastung von Eisbärleber in Ittoqqortoormiit, Ostgrönland. Medianwerte für die einzelnen Untersuchungsjahre. Messergebnisse entnommen aus Dietz et al. (2008).

Glyphosat

Glyphosat zählt mit einem Umsatz von mehr als 1000 t/a in Deutschland zu den mengenmäßig bedeutendsten Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen. 2012 lag der Inlandsabsatz zwischen 2500 und 10000 t. Glyphosat wird häufig in Oberflächengewässern (Wasserphase) untersucht, jedoch bisher nicht in anderen Kompartimenten. Berichte über Biotauntersuchungen im Rahmen von Monitoringprogrammen liegen bisher nicht vor. Aus den vorliegenden Daten konnten keine Rückschlüsse auf P- und B-Eigenschaften des Stoffes geschlossen werden.

- Die Konzentrationen von Glyphosat in Fließgewässern werden in neun Bundesländern untersucht. In den meisten dieser Bundesländer sind an der Mehrzahl der Messstellen positive Befunde zu verzeichnen. Für Sachsen-Anhalt (Untersuchungen an nur zwei Messstellen) liegen hingegen ausschließlich negative Befunde vor. In Mecklenburg-Vorpommern und Rheinland-Pfalz wurden z.T. sehr hohe Konzentrationen (> 1 µg/L)

gemessen. Die Belastung der Fließgewässer durch Glyphosat tritt i.d.R. saisonbedingt auf (siehe z.B. Ergebnisse des Monitoring in Baden-Württemberg).

- Die Daten des Oberflächengewässermonitorings in Baden-Württemberg erlauben eine Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Fließgewässerbelastung (Messzeitraum 2005 – 2011). Ein signifikanter zeitlicher Trend konnte aus den Daten nicht abgeleitet werden. Da über den Umwelteintrag nur ungenaue Angaben für den genannten Messzeitraum vorliegen (Inlandsabsatz jeweils > 1000 t pro Jahr), können aus diesem Belastungstrend keine Hinweise auf die Persistenz von Glyphosat abgeleitet werden.
- Glyphosat wird meist gleichzeitig mit seinem Hauptmetaboliten Aminomethyl-phosphonsäure (AMPA) untersucht. Häufig liegen die AMPA-Konzentrationen höher als die Glyphosat-Konzentrationen. Grund hierfür ist die Tatsache, dass AMPA auch aus verschiedenen anderen Verwendungen ins Abwasser gelangt und in der Kläranlage nicht oder zumindest nicht vollständig abgebaut wird. Beispielsweise ist der Stoff das Haupt-Abbauprodukt mehrerer anderer Phosphonate, die Bestandteil von Reinigungsmitteln sind (Jaworska et al. 2002). Glyphosat wiederum wird auf Grund seines hohen K_{OC}-Wertes schnell aus der Wasserphase ins Sediment verlagert und ist in diesem Medium relativ persistent (s. Abschnitt 5.2.1). Aus dem Konzentrationsverhältnis von Glyphosat und AMPA können daher keine Schlüsse auf das Abbauverhalten von Glyphosat in der Wasserphase gezogen werden.

Pendimethalin

Pendimethalin gehört zu den mengenmäßig bedeutenden Pflanzenschutzmitteln, die in Deutschland eingesetzt werden. Der jährliche Inlandsabsatz liegt zwischen 250 und 1000 t. Der Wirkstoff wird ebenso wie Glyphosat häufig in Oberflächengewässern untersucht. Aus den vorliegenden Daten lassen sich jedoch keine Aussagen zu P- und B-Eigenschaften ableiten.

- Pendimethalin wurde bzw. wird im Oberflächengewässermonitoring von elf Bundesländern erfasst. In fünf dieser Bundesländer waren bisher nur an wenigen Messstellen positive Befunde zu verzeichnen. Eine Ausnahme stellen die Ergebnisse aus Rheinland-Pfalz dar. Bei Untersuchungen an der Nahe, Mosel und kleineren Fließ-gewässern traten 2008/2009 an 71% der Messstellen positive Befunde auf. In drei Bundesländern wurden keine Werte über der Bestimmungsgrenze gemessen. Hierbei ist zu beachten, dass die Bestimmungsgrenze von Land zu Land, ggf. auch innerhalb eines Bundeslandes stark variiert. Während die Bestimmungsgrenze in Baden-Württemberg seit 2004 bei 0,001 µg/L liegt, lag sie in Sachsen-Anhalt im Messzeitraum 2007 – 2010 bei 0,02 µg/L.
- Die Daten aus dem Oberflächengewässermonitoring von Baden-Württemberg erlauben eine Betrachtung der zeitlichen Entwicklung seit 2004 sowie im Längsprofil von Neckar und den baden-württembergischen Abschnitten von Rhein und Donau bzgl. der Belastung durch Pendimethalin. Ein signifikanter zeitlicher oder räumlicher Trend kann jedoch aus den Daten nicht abgeleitet werden. Da über den jährlichen Umwelteintrag des Wirkstoffs nur ungenaue Angaben vorliegen, ist ein Vergleich zwischen der zeitlichen Entwicklung der Umweltkonzentrationen und dem Trend der eingetragenen

Mengen, aus dem Hinweise auf die Persistenz von Pendimethalin ableitbar wären, nicht möglich.

- Die Untersuchungen von Pflanzenschutzmitteln in Fischen, die in einem Bundesland (Niedersachsen) durchgeführt wurden, ergaben für Pendimethalin bei einer Bestimmungsgrenze von 10 µg/kg (bezogen auf das Frischgewicht) ausschließlich negative Befunde. Ein möglicher Grund dafür, warum Pendimethalin trotz eines hohen BCF nicht in den Fischproben nachgewiesen wurde, ist das Sorptionsverhalten des Stoffes. Dieser verlagert sich aus der Wasserphase sehr schnell ins Sediment. Sinnvoll wäre daher die Untersuchung einer Anreicherung in Sediment bewohnenden Organismen, die bisher aber nicht Bestandteil der Messprogramme ist (s. Abschnitt 5.2.1).
- Einmalige Untersuchungen von Pendimethalin in der Nordsee im Jahr 2005 im Rahmen des BLMP führten ausschließlich zu negativen Ergebnissen.
- Im Rahmen des Deutschen Bienenmonitorings wurde eine Belastung durch Pendimethalin in mehreren Bienenbrotproben festgestellt. Hieraus können jedoch keine belastbaren Hinweise auf Persistenz oder Bioakkumulierbarkeit abgeleitet werden.
- Untersuchungen in Falkeneiern führten ausschließlich zu negativen Ergebnissen.

Cybutryn (Irgarol®)

Über die in Deutschland eingesetzten Mengen von Cybutryn liegen nur grobe Anhaltspunkte vor. Ahting et al. (2012) gehen von einem Produktionsvolumen von 10 bis 1000 Tonnen pro Jahr aus. Aus Verbrauchsdaten für die Schweiz aus dem Jahr 2007 schätzten Rüdel et al. (2012) Verbrauchsmengen für Deutschland ab. Nach dieser Hochrechnung beträgt die jährliche Verbrauchsmenge 180 t. Da 2011 die Anwendung von Cybutryn auf die Produktart 21 (Antifouling) beschränkt wurde (vgl. Abschnitt 5.2.1), ist davon auszugehen, dass der jährliche Umwelteintrag des Stoffes in den nächsten Jahren sinken wird. Weil die Ergebnisse der in Deutschland betriebenen Monitoringprogramme keine Anhaltspunkte zur Ableitung von P- und B-Eigenschaften des Stoffes ergaben (Einzelheiten: siehe folgender Text), wurden ergänzend ein Bericht des Umweltbundesamtes über Biozide in Gewässern sowie die darin zitierten Studien ausgewertet (Kahle & Nöh 2009).

- Die Konzentrationen von Cybutryn in Oberflächengewässern wurden in neun Bundesländern untersucht. Aus einem dieser Bundesländer liegen uns keine Monitoringdaten vor. In drei Bundesländern wurden ausschließlich negative Befunde verzeichnet. In den übrigen fünf Bundesländern waren die Befunde z.T. positiv. In Baden-Württemberg wurde die ab 2018 geltende Umweltqualitätsnorm für den Jahresdurchschnitt im Messzeitraum 2007 bis 2011 an 35% der Messstellen überschritten (s. Abschnitt 5.4.3, Tab. 33).
- Seit 2010 werden an der Elbe und im Flusseinzugsgebiet der Saale Sedimente auf das Vorkommen von Cybutryn untersucht. Die Messergebnisse lagen meist unter der Bestimmungsgrenze. Da die Konzentrationen in der Wasserphase ebenfalls an fast allen Probenahmestellen die Bestimmungsgrenze unterschritten, können aus diesen Daten

keine Hinweise abgeleitet werden, die für oder gegen die Persistenz von Cybutryn sprechen.

- Einmalige Untersuchungen an der Nordsee führten zu überwiegend positiven Befunden in der Wasserphase (MUDAB 2013).
- In verschiedenen Studien wurde das Vorkommen von Cybutryn in Yachthäfen und deren Nähe sowie an Steganlagen in der Wasserphase und in Sedimenten nachgewiesen (Boxall et al. 2000, Kahle & Nöh 2009, MKULNV 2013). In Großbritannien wurde Cybutryn auch in Ästuaren und Küstengewässern gefunden (Boxall et al. 2000). Die Messwerte der Sedimentuntersuchungen lagen jedoch – im Gegensatz zu den in der Wasserphase ermittelten Konzentrationen – zumeist unterhalb der Bestimmungsgrenze. Aufgrund des kurzen Messzeitraumes können aus den Untersuchungsergebnissen keine Hinweise auf Persistenz abgeleitet werden.
- In einer schwedischen Studie wird über die Belastung von Wasserphase und Sedimenten in Gewässern urban geprägter Gebiete berichtet (Woldegiorgis et al. 2007). Aufgrund fehlender Zeitreihen können aus diesen Daten keine Hinweise auf Persistenz abgeleitet werden. Zeitgleiche Untersuchungen von Fischproben führten zu ausschließlich negativen Ergebnissen (Nachweisgrenze < 1 µg/kg Frischgewicht), die eher gegen als für ein Bioakkumulationspotenzial von Cybutryn sprechen.
- Für Wasserpest (*Elodea canadensis*) aus dem Genfer See wurde ein BCF von 4500 L/kg bezogen auf Trockengewicht ermittelt (Nyström et al. 2002). Dieser Wert liegt in derselben Größenordnung wie die in der Mesokosmosstudie von Mohr et al. (2009) auf Trockengewichtsbasis ermittelten BCF-Werte für zwei andere Wasserpflanzenarten (*Myriophyllum verticulatum*: 6700-10560, *Potamogeton nodosus*: 1050-1860; Werte auf Frischgewichtsbasis: siehe Tab. 29). Damit wird die im Vergleich zu Fischen stärkere Anreicherung in Wasserpflanzen bestätigt.

5.2.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen in Hinblick auf die Eignung der Monitoringprogramme, Hinweise auf P- und B-Eigenschaften sowie auf Ferntransport zu liefern

Trotz der relativ großen Menge vorhandener Daten sind den relevanten Monitoring-programmen für die ausgewählten Beispielstoffe nur in begrenztem Maße Informationen zu entnehmen, die Hinweise auf Persistenz, Ferntransportpotenzial und Bioakkumulation / Biomagnifikation geben bzw. die bereits vorliegende Einstufung eines Stoffes belegen. Tab. 30 gibt einen Überblick über die Befunde zu den Beispielstoffen, die anhand der ausgewerteten Monitoringprogramme gewonnen wurden.

Tab. 30 Übersicht der Informationen aus relevanten Monitoringprogrammen für die sechs Beispielstoffe. Soweit nicht anders vermerkt, handelt es sich um Untersuchungen der Wasserphase.

Stoff	Oberflächen-gewässer-monitoring der Bundesländer	BLMP (MUDAB)	Umweltprobenbank	Bioakkumula-tionsteiche	Wander-falkenei-monitoring	Deutsches Bienen-monitoring	Klärschlamm-untersuchun-gen (Bayern)	MONARPOP	AMAP
Hexabromcyclo-dodecan (HBCDD)	Positive Befunde (ein Bundesland)	Negative Befunde (Biota)	Nachweis in Silbermöweneiern: abnehmende Belastung	-	Positive Befunde	-	Negative Befunde (Boden)	-	Ubiquitäres Vorkommen, kein eindeutiger Trend der Belastung
Perfluoroctan-sulfonat (PFOS)	Überwiegend positive Befunde Biota: Bestimmung artspezifischer BAF für 9 Fischarten (NRW)	Positive Befunde (Wasserphase, Sedimente)	Positive Befunde in verschiedenen Arten, Trend zur Abnahme in der Aalmutter, BMF, abgeschätzter TMF (3 marine Arten), BAF (1 limnische Art)	Positive Befunde in Fischen (Vergleichs-daten für die Wasserphase fehlen)	Positive Befunde	-	z.T. positive Befunde in Boden und Nutzpflanzen	Positive Befunde (Waldboden)	Ubiquitäres Vorkommen, überwiegend Trend zur Belastungs-zunahme
Perfluoroctan-säure (PFOA)	z.T. positive Befunde Biota: z.T. positive Befunde	Positive Befunde (Wasserphase, Sedimente)	Nachweis in verschiedenen Arten	z.T. positive Befunde in Fischen (Vergleichsdaten für die Wasserphase fehlen)	Positive Befunde	-	Negative Befunde in Boden, z.T. positive Befunde in Pflanzen	Positive Befunde (Waldboden)	Ubiquitäres Vorkommen, Belastung von Biota geringer und weniger häufig als durch PFOS
Glyphosat	z.T. positive Befunde	-	-	-	-	-		-	-
Pendimethalin	z.T. positive Befunde	Negative Befunde	-	-	Aus-schließ-lich negative Befunde	Einige positive Befunde		-	-
Cybutryn (Irgarol®)	z.T. positive Befunde	Überwiegend pos. Befunde	-	-	-			-	-

In Tab. 31 sind die Hinweise auf P- und B-Eigenschaften sowie auf das Ferntransportpotenzial der Beispielsubstanzen zusammengefasst, die aus den ausgewerteten Monitoringdaten abgeleitet werden können.

Tab. 31 Zusammenfassung der Hinweise auf besorgniserregende Stoffeigenschaften, die aus den ausgewerteten Monitoringdaten (siehe Abschnitt 5.2.2) abgeleitet werden können, für die ausgewählten Beispielstoffe.

Stoff (Einstufung lt. Tab. 23)	**Hinweise auf**		
	Persistenz	**Bioakkumulation und Biomagnifikation**	**Ferntransportpotenzial**
Hexabromcyclododecan (HBCDD) (P, vB, T, Ferntransportpotenzial)	nein (Trend zur abnehmenden Belastung mit sinkenden Einträgen; UPB)	nein	ja: ubiquitäres Vorkommen in der Arktis (AMAP)
Perfluoroctansulfonat (PFOS) (vP, B, T, Ferntransportpotenzial)	nein	ja: Hinweise durch Vergleich von Wasser- und Biotakonzentrationen (Fisch- und Muschelmonitoring Bayern), Ermittlung von BMF (UPB) und BAF (Fischmonitoring NRW) Hinweis auf Transfer vom Ackerboden in Maispflanzen (positiver Befund nur für eine Pflanzenart; Klärschlammuntersuchungen)	ja: Vorkommen in entlegenen Gebieten der Alpen und in der Arktis (MONARPOP, AMAP)
Perfluoroctansäure (PFOA) (vP, B, T, Ferntransportpotenzial)	nein	nein, aber Hinweis auf Transfer vom Ackerboden in Nutzpflanzen (Klärschlammuntersuchungen)	ja: Vorkommen in entlegenen Gebieten der Alpen und in der Arktis (MONARPOP, AMAP)
Glyphosat (P)	nein	nein	nein
Pendimethalin (vB, T)	nein	nein	nein
Cybutryn (Irgarol®) (P, T)	nein	ja, der Hinweis stammt allerdings aus einer spezifischen Studie (BCF für aquatische Makrophyten im Genfer See)	nein

Anmerkung: Aus fehlenden Hinweisen auf die betreffende Stoffeigenschaft kann nicht abgeleitet werden, dass der Stoff diese Eigenschaft nicht hat.

Wie der Vergleich zwischen den aus Monitoringdaten abgeleiteten Hinweisen auf besorgniserregende Eigenschaften (Tab. 31) und den Einstufungen basierend auf regulatorischen Dokumenten (Tab. 28) für die sechs Beispielstoffe zeigt, bestehen von Seiten des Monitorings signifikante Informationslücken.

Hinweise auf Persistenz

Für keinen der fünf Beispielstoffe, die im Rahmen der Stoffregulierung als persistent oder sehr persistent eingestuft worden waren (HBCDD, PFOS, PFOA, Glyphosat und Cybutryn), konnte diese Bewertung durch Monitoringdaten belegt werden. Daten zur Konzentration in Umweltmedien liegen zwar vor, aber es fehlen ausreichend lange Zeitreihen. Außerdem liegen mit Ausnahme von HBCDD für die betrachteten Beispielstoffe (ebenso wie auch für viele andere Stoffe) die meisten Monitoringdaten zu Konzentrationen in der Wasserphase von Fließgewässern vor. Da die Stoffkonzentration in einem Fließgewässer jedoch aufgrund des strömungsbedingten Transportes nur eine Momentaufnahme der Belastung darstellt, sind diese Daten bzgl. der Persistenz eines Stoffes wenig aussagekräftig (vgl. Abschnitt 5.1.1). Zeitreihen über die Belastung von Standgewässern, aus denen ein zeitlicher Trend hervorgeht, liegen für die Beispielstoffe nicht vor. Zur Belastung von Oberflächengewässersedimenten konnten nur für Cybutryn Daten aus dem Sedimentmonitoring an Elbe, Saale und deren Nebenflüssen ermittelt werden (BfG, unveröffentlichte Daten). Längere Zeitreihen von Sedimentkonzentrationen oder Daten zu Tiefenprofilen liegen jedoch auch für diesen Stoff nicht vor. Da HBCDD, Glyphosat, Pendimethalin und Cybutryn stark an Partikel binden und sich daher rasch aus der Wasserphase ins Sediment verlagern (vgl. Abschnitt 5.2.1), wäre zum Beleg der Persistenz dieser Stoffe ein Sedimentmonitoring von großem Nutzen.

Hinweise auf die Persistenz eines Stoffes lassen sich auch aus Zeitreihen von Biotakonzentrationen ableiten (vgl. Abschnitt 5.1.1). Biotakonzentrationen liegen für HBCDD, PFOS und PFOA vor. Mit Ausnahme von HBCDD fehlen jedoch ausreichend lange Zeitreihen. Für HBCDD wurde bei sinkenden Umwelteinträgen eine abnehmende Biotabelastung festgestellt. So belegen Daten aus retrospektiven Untersuchungen der Umweltprobenbank eine Abnahme der HBCDD-Konzentrationen in Silbermöweneiern an Standorten in Nord- und Ostsee (Esslinger et al. 2011; vgl. Anlage 8). Eine Studie von Law et al. (2008) belegt für den Zeitraum 2003 bis 2006 einen signifikanten Rückgang der HBCDD-Belastungen in Schweinswalen, die nahe der Küste Großbritanniens tot aufgefunden wurden (Tod verursacht z.B. durch Fischernetze oder infolge von Parasitenbefall). Die Ursache für den Belastungsrückgang scheint die im Jahr 2003 erfolgte Einstellung der HBCDD-Produktion in einer Anlage im Einzugsgebiet des Flusses Tees zu sein, über den Einträge in die Nordsee erfolgten. Eine Untersuchung im Auftrag des europäischen Industrieverbands der Hersteller von bromierten Flammschutzmitteln belegt den Rückgang der HBCDD-Konzentrationen in Brassen aus verschiedenen europäischen Gewässern seit 2007 (z.B. in der Rhone und West-Schelde; Rüdel et al. 2012). Die Ursache für breit abnehmende Umweltkonzentrationen könnten in den letzten Jahren eingeführte Emissionsminderungsmaßnahmen für HBCDD sein (*Voluntary Emissions Control Action Programme*, VECAP; EBFRIP 2010, EFRA 2013). Im Rahmen von VECAP werden auch die Emissionen aus der Produktion und Verarbeitung von HBCDD erfasst und bilanziert. Allerdings gibt es keine Daten zu Emissionen aus der Nutzung und Entsorgung von HBCDD-haltigen Produkten. Für die Auswertung der Monitoringdaten hinsichtlich möglicher Hinweise auf Persistenz wären aber genauere Daten zu den tatsächlichen Eintragsmengen nötig.

Solche Kenntnislücken zu den Umwelteinträgen erwiesen sich – neben dem Fehlen geeigneter Monitoringdaten – als der wesentliche begrenzende Faktor bei der Auswertung der vorliegenden Monitoringdaten in Hinblick auf die Persistenz. Kenntnisse über die zeitliche Entwicklung der Umwelteinträge sind erforderlich, um einen im Umweltmonitoring identifizierten Trend

beurteilen zu können (s. Abschnitt 5.1.1). Im Rahmen des vorliegenden Projekts standen für die Beispielstoffe keine ausreichend exakten Daten zu den Umsatzmengen und die in die Umwelt eingetragenen Stoffmengen zur Verfügung. Für die Pflanzenschutzmittelwirkstoffe lagen nur Angaben über Größenklassen der jährlichen Umsatzmengen zur Verfügung. Für die Industriechemikalien konnten Angaben zu einzelnen Jahren recherchiert werden. Für HBCDD liegen zusätzlich zu den o.g. Informationen Daten für den Umsatz in der EU 2007 und 2008, den weltweiten Umsatz 2008 und die globalen Emissionen 2008 und 2009 vor. Für PFOS sind keine aktuellen Zahlen zu Umsätzen verfügbar, sondern lediglich eine Abschätzung der jährlich in der EU bis zum Jahr 2000 vermarkteten Mengen. Verlässliche Daten über die zeitliche Entwicklung der Umsätze bzw. Emissionen fehlten jedoch. Für das Biozid Cybutryn liegt lediglich eine Hochrechnung für Deutschland aus Schweizer Daten (Stand 2007) vor, die keinen Zeittrend beinhaltet. Ein Vergleich zwischen Umwelteinträgen und Konzentrationen in Umweltkompartimenten wäre daher – selbst bei Vorliegen geeigneter Monitoringdaten – nicht zu leisten.

Hinweise auf Bioakkumulation / Biomagnifikation

Positive Befunde in Biota konnten für die Beispielstoffe HBCDD, PFOS und PFOA identifiziert werden. Wie in Abschnitt 5.1.4 erläutert sind diese Ergebnisse ein signifikanter Indikator dafür, dass ein Stoff von einem Organismus aus der Umwelt aufgenommen wird. Einen Beleg für das Bioakkumulationspotenzial eines Stoffes stellen diese Befunde jedoch noch nicht dar.

Die Einstufung als bioakkumulierender Stoff konnte nur für PFOS durch die ausgewerteten Monitoringdaten bestätigt werden. Im Rahmen von Untersuchungen der Umweltprobenbank und des Landes Nordrhein-Westfalen konnten Bioakkumulationsfaktoren für verschiedene Fischarten bestimmt werden. Qualitative Hinweise auf das Bioakkumulationspotenzial von PFOS konnten den Ergebnissen des bayerischen Fischmonitoring entnommen werden. Aus Zeitreihen zur Untersuchung von Silbermöweneiern durch die Umweltprobenbank ließ sich hingegen kein eindeutiger Trend ableiten. Für eine entsprechende Bewertung der Zeitreihen wären zudem genauere Kenntnisse über die zeitliche Entwicklung der Umwelteinträge erforderlich.

Für die übrigen Beispielstoffe, die im Rahmen der Stoffregulierung als bioakkumulierend (PFOA) oder sehr bioakkumulierend (HBCDD, Pendimethalin) eingestuft wurden, konnten anhand der gesichteten Daten keine aussagekräftigen Hinweise auf bioakkumulierende Eigenschaften identifiziert werden. Für HBCDD zeigen Untersuchungen der Umweltprobenbank in Silbermöweneiern eine abnehmende Belastung auf, die mit sinkenden Umwelteinträgen einhergeht. Da genauere Daten zur Entwicklung der Umwelteinträge nicht zugänglich sind, ist eine quantitative Bewertung dieser Untersuchungsergebnisse nicht möglich. PFOA wurde im Biotamonitoring häufig gleichzeitig mit PFOS untersucht. Dabei traten für PFOA seltener positive Befunde auf als für PFOS und die Konzentrationen von PFOA in Biota waren niedriger als die PFOS-Konzentrationen. Es fehlen jedoch Informationen zu den Verbrauchs- und Emissionsmengen bzw. zu den Konzentrationen im Umweltmedium, die nötig wären, um eine Aussage zur Bioakkumulation von PFOA zu treffen (siehe Abschnitt 5.1.4). Für Pendimethalin liegen die meisten in Organismen gemessenen Konzentrationen unter der Nachweisgrenze.

Für Cybutryn, das als P und T aber nicht als B eingestuft ist (Tab. 28), konnte die im Vergleich zu Fischen stärkere Anreichung in Wasserpflanzen bestätigt werden.

Insgesamt fällt auf, dass die im Biotamonitoring bestimmten Konzentrationen in Organismen häufig nicht durch Messungen zur Belastung des umgebenden Mediums ergänzt werden. Eine Berechnung von BAF ist in diesen Fällen nicht möglich. Beispielsweise werden in den Bioakkumulationsteichen, deren Einrichtung in Bayern für die Betreiber kommunaler und industrieller Kläranlagen zur Untersuchung des gereinigten Abwassers gesetzlich vorgeschrieben ist, Konzentrationen in Fischen bestimmt. Eine gleichzeitige Messung der Konzentrationen im Teichwasser findet jedoch nicht statt. Aus den Ergebnissen sind daher nur qualitative Hinweise auf die Bioakkumulation eines Stoffes ableitbar (vgl. Abschnitt 5.1.4).

Bis auf PFOS (siehe Anlage 7) konnte für keinen der sechs Beispielstoffe ein BMF ermittelt werden. Für PFOS wurden auf Basis einer Untersuchung der Umweltprobenbank auch trophische Magnifikationsfaktoren (TMF) anhand der Belastung dreier mariner Arten (Muschel, Fisch, Silbermöweneier) abgeschätzt. Da unklar ist, ob die drei Arten in einem direkten Räuber-Beute-Verhältnis zueinander stehen und die trophische Position nicht genau geklärt ist, sind die ermittelten Werte als indikativ zu verstehen (vgl. Abschnitt 5.1.5).

Hinweise auf Ferntransportpotenzial

Das Ferntransportpotenzial von HBCDD, PFOS und PFOA konnte durch die ausgewerteten Monitoringdaten bestätigt werden. Hierbei sind die Ergebnisse aus Untersuchungen in der Arktis als die aussagekräftigsten Informationen anzusehen. Funde von PFOS und PFOA in unberührten Regionen der Alpen stellen zusätzliche Hinweise auf das Ferntransportpotenzial dieser Stoffe dar.

Fazit

Für keinen der betrachteten Beispielstoffe konnte anhand der vorliegenden Monitoringdaten die bereits vorliegende Einstufung als P oder vP untermauert werden. Da die aufgeführten Gründe (eine zu geringe Datenbasis zur Belastung von Sedimenten, Stand- und Küstengewässern sowie fehlende bzw. nicht ausreichend genaue Daten zur zeitlichen Entwicklung der Umwelteinträge) auch auf andere PBT-Verdachtsstoffe zutreffen, ist davon auszugehen, dass die Nutzung von Monitoringdaten aus den hier betrachteten Messprogrammen (siehe Tab. 30) zum Beleg der Persistenz nach derzeitigem Stand sehr begrenzt sein wird.

Signifikante Belege zur Bestätigung der B-Eigenschaft durch die genutzten Monitoringdaten konnten nur für einen der drei als B bzw. vB klassifizierten Beispielstoffe erbracht werden. Das liegt v.a. daran, dass Daten zu den Stoffkonzentrationen im umgebenden Medium und zur zeitlichen Entwicklung der Umwelteinträge oft fehlen. Eine Erweiterung der entsprechenden Monitoringprogramme (z.B. Fischmonitoring der Bundesländer, Biotauntersuchungen durch die Umweltprobenbank) um ergänzende Untersuchungen des umgebenden Mediums ist grundsätzlich denkbar. Ebenso ist es vorstellbar, weitere PBT-Verdachtsstoffe in die Messprogramme aufzunehmen.

Das Ferntransportpotenzial der drei betreffenden Beispielstoffe konnte durch Monitoringergebnisse bestätigt werden. Auch hier ist eine Erweiterung der Monitoringprogramme um neue PBT-Verdachtsstoffe grundsätzlich denkbar.

Insgesamt wurden für keinen der sechs Beispielstoffe neue signifikante Erkenntnisse bzgl. bedenklicher Eigenschaften aus den hier ausgewerteten Monitoringdaten gewonnen. Stattdes-

sen stellen die Monitoringdaten Zusatzinformationen zur Bestätigung der im Rahmen der Stoffregulierung identifizierten Stoffeigenschaften dar.

Wie die Bewertung des Ferntransportpotenzials von Chlorpyrifos (vgl. Abschnitt 4.1.1) und der Persistenz von HBCDD (vgl. Abschnitte 5.1.1 und 5.2.1) zeigen, kann die Nutzung von Monitoringdaten jedoch im Einzelfall eine entscheidende Rolle bei der Identifizierung bedenklicher Eigenschaften spielen.

5.3 Konzept für die wissenschaftliche Begründung der Forderung nach einer erneuten Bewertung der Umweltrisiken für identifizierte Problemstoffe

In den vorherigen Abschnitten wurden Konzepte für die Ermittlung potenzieller PBT- bzw. vPvB-Stoffe ausgearbeitet und es wurde die Eignung von Monitoringprogrammen, solche Verdachtsstoffe zu ermitteln, anhand von Beispielstoffen analysiert. Darauf aufbauend sollte in diesem Abschnitt ausgearbeitet werden, wie die Notwendigkeit einer erneuten Bewertung der Umweltgefährlichkeit von Problemstoffen, die anhand von Monitoringdaten identifiziert wurden, wissenschaftlich zu begründen ist. Es sollten außerdem Kriterien dafür entwickelt werden, welche Priorität den in den Monitoringprogrammen nachgewiesenen problematischen Stoffen in Hinblick auf ihre Reevaluierung zuzumessen ist.

Wie die Auswertung in den Abschnitten 5.2.2 und 5.2.3 zeigt, konnten für die sechs Beispielstoffe die bereits vorliegenden Einstufungen als (v)P bzw. (v)B anhand der ausgewerteten Monitoringdaten nur teilweise untermauert werden. PBT- oder vPvB-Verdachtsstoffe betreffend erwies sich bereits die Auswahl geeigneter Beispielsubstanzen als sehr schwierig, da diese Stoffe oft nicht oder nur in begrenztem Umfang in Monitoringprogrammen untersucht werden. Dementsprechend ist die Datenbasis i.d.R. nicht ausreichend, um Hinweise auf besorgniserregende Stoffeigenschaften zu gewinnen. Für Cybutryn, das als P und T, aber nicht als B eingestuft ist (Tab. 28), bestätigte eine spezifische Monitoringstudie die im Vergleich zu Fischen stärkere Anreicherung in Wasserpflanzen, die bereits in Mesokosmosversuchen festgestellt worden war (Tab. 29).

Es ist anzumerken, dass im Rahmen dieses Projektes vor allem die Monitoringprogramme in öffentlicher Trägerschaft im Hinblick auf eine Nutzung ihrer Ergebnisse für die Stoffbewertung untersucht wurden. Wissenschaftliche Publikationen zu Monitoringstudien, in deren Rahmen Untersuchungen zu spezifischen Fragestellungen der Stoffbewertung meist über einen begrenzten Zeitraum durchgeführt werden, wurden nur in Einzelfällen berücksichtigt.

Insgesamt erwiesen sich die uns vorliegenden Monitoringdaten aufgrund der genannten Gründe nicht als ausreichend für die Identifikation von Problemstoffen. Angesichts dieser Datenlage muss die Ausarbeitung einer wissenschaftlichen Begründung für die Notwendigkeit einer erneuten Bewertung der Umweltgefährlichkeit von anhand von Monitoringdaten identifizierten Problemstoffen entfallen (auf die Handlungsoptionen in den verschiedenen Stoffvollzügen wird in Abschnitt 5.4.4 eingegangen). Auch die Entwicklung spezifischer Kriterien für eine Priorisierung von in den Monitoringprogrammen nachgewiesenen problematischen Stoffen in Hinblick auf ihre Reevaluierung ist nicht möglich.

Generell sind bei der Priorisierung problematischer Stoffe bezüglich ihrer erneuten Bewertung folgende Punkte relevant: der Indikationswert der Monitoringdaten / die Evidenz für die problematische Stoffeigenschaft, der zusätzliche Aufwand zum Beleg der entsprechenden

besorgniserregenden Eigenschaft unter Zuhilfenahme von Monitoringdaten und weiteren Informationen[30], das Ausmaß der Besorgnis, die durch die Summe der kritischen Eigenschaften jedes Stoffes hervorgerufen wird, sowie die Verbrauchs- bzw. Emissionsmengen (alternativ könnte z.B. auch das Verhältnis der Emissionsmenge zur Toxizität verwendet werden). Insgesamt sollte eine Priorisierung von Stoffen für eine erneute Bewertung der Umweltrisiken mittels einer *weight of evidence*-Analyse erfolgen.

5.4 Einschätzung der Kohärenz bestehender gesetzlicher Regelungen mit der Fundsituation ausgewählter Stoffe

5.4.1 Vergleich der Befunde für (v)P- bzw. (v)B-Stoffe mit den Befunden für P- bzw. B-Verdachtsstoffe

In diesem Abschnitt sollten die Monitoringbefunde für bereits als (v)P bzw. (v)B klassifizierte Stoffe mit den Befunden für P- bzw. B-Verdachtsstoffe verglichen werden. Wie in den Abschnitten 5.2.3 und 5.3 ausgeführt konnten anhand der ausgewerteten Daten auch für bereits als (v)P bzw. (v)B klassifizierte Substanzen nur in wenigen Fällen aus den vorliegenden Monitoringdaten Belege für die Persistenz abgeleitet werden: die Einstufung als P oder vP konnte für keinen der betrachteten Beispielstoffe belegt werden, die Einstufung als B oder vB nur für einen der drei entsprechend klassifizierten Beispielstoffe. Insgesamt erwiesen sich die ausgewerteten Monitoringdaten also als nicht ausreichend für die Bestätigung der (v)P- und (v)B-Eigenschaft. Die schlechte Datenlage für (v)P oder(v)B-Verdachtsstoffe war wie oben erwähnt bereits bei der Auswahl entsprechender Beispielstoffe ein entscheidender begrenzender Faktor. Aufgrund des i.A. relativ geringeren Umfangs, in dem diese Stoffe in den betrachteten Monitoringprogrammen untersucht werden, ist davon auszugehen, dass die vorhandene (öffentlich verfügbare) Datenbasis für die meisten Verdachtsstoffe nicht ausreichend ist, um Hinweise auf besorgniserregende Stoffeigenschaften zu gewinnen. Insgesamt ist daher auf der Basis der ausgewerteten Monitoringdaten anhand eines Vergleichs der Befunde für als (v)P oder(v)B eingestufte Stoffe und entsprechende Verdachtsstoffe keine Einschätzung der Kohärenz bestehender gesetzlicher Regelungen mit der Fundsituation dieser Stoffe möglich. Wie die Datenlage zeigt, ist eine intensivere Rückkopplung aus der Stoffbewertung an die Träger der Monitoringprogramme notwendig, welche relevanten Stoffe mit bedenklichen Eigenschaften in die Messprogramme aufgenommen und in welchem Kompartimenten diese untersucht werden sollten (s. Abschnitt 4.2.1). In vielen Fällen kann statt der Aufnahme in ein Routinemessprogramm die Durchführung einer spezifischen Monitoringstudie sinnvoll sein, um aussagekräftige Daten zur Bewertung der P- und B-Eigenschaften eines Stoffes zu erhalten (s. Abschnitt 5.1.1, 5.1.4 und 5.1.5).

[30] Die Eigenschaft Bioakkumulation/Biomagnifikation kann oft direkt aus Monitoringdaten belegt werden. Beim Beleg des Ferntransportpotenzials und der Persistenz sind weitere Informationen erforderlich. Hierbei handelt es im Falle des Nachweises der Persistenz auf Basis von Monitoringdaten um ausreichend genaue Emissionsdaten für den Stoff im Untersuchungsgebiet über einen längeren Zeitraum. Diese Informationen sind nur sehr schwer zu erhalten. Hierbei ist auch zwischen Verbrauch und tatsächlicher Emission zu differenzieren. Ähnliches trifft auch auf den Beleg eines Ferntransportpotenzials aus Monitoringdaten zu.

5.4.2 Eignung der regulatorischen cut-off -Kriterien für (v)P- und (v)B-Eigenschaften

Aufbauend auf die Auswertung der vorhandenen Monitoringprogramme in Hinblick auf ihre Eignung, Hinweise auf P- und B-Eigenschaften zu liefern, sollte auch bewertet werden, ob und wenn ja welche Aussagen sich zur Eignung der regulatorischen *cut-off*-Kriterien für (v)P- und (v)B-Eigenschaften aus den Monitoringdaten ableiten lassen.

Im Idealfall, d.h. wenn geeignete Monitoringdaten vorliegen, kann anhand dieser Daten eine Aussage zur Konsistenz der Zuordnung getroffen werden. So sollten z.B. bei gleichbleibendem Eintrag in das betreffende Umweltkompartiment die Konzentrationen eines P- oder (v)P-Stoffes in der Umwelt ansteigen, jene eines nicht persistenten Stoffes nicht (vgl. Abschnitt 5.1.1). Bei relevantem Eintrag in das betreffende Umweltkompartiment sollten vB- und B-Stoffe in TOP-Prädatoren nachgewiesen werden, nicht-B-Stoffe hingegen nicht (Abschnitt 5.1.4).

Wie in den Abschnitten 5.2.3 und 5.4.1 dargelegt, konnten jedoch anhand der ausgewerteten Monitoringdaten auch für bereits als (v)P bzw. (v)B klassifizierte Substanzen nur in wenigen Fällen Belege für die Persistenz bzw. Bioakkumulierbarkeit aus den Monitoringdaten abgeleitet werden. Für eine weitergehende Auswertung in Hinblick auf die *cut-off*-Kriterien für die P- und (v)P-Eigenschaft wären ausreichend lange Zeitreihen zur Belastung von Sedimenten bzw. Standgewässern und genauere Daten zur zeitlichen Entwicklung der Umwelteinträge nötig. Im Hinblick auf die Auswertung der *cut-off*-Kriterien für die B- und (v)B-Eigenschaft fehlen die Daten zur Substanzkonzentration im umgebenden Medium sowie ggf. Daten zu Umwelteinträgen (vgl. Abschnitt 5.2.3).

5.4.3 Prüfung, ob gesetzlich geregelte Zielfestlegungen überschritten werden

Die Zielsetzung der meisten aktuellen Monitoringprogramme wird im Wesentlichen durch gesetzlich festgelegte Anforderungen bestimmt (z.B. Ermittlung des Umweltzustandes im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie, Kontrolle von Stoffverboten). Derzeit geltende gesetzliche Zielfestlegungen zur Umweltbelastung durch prioritäre Schadstoffe beziehen sich auf die Stoffeigenschaft Toxizität. So werden nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Umwelt-qualitätsnormen (UQN) für verschiedene Schutzgüter wie die aquatische (pelagische und benthische) Lebensgemeinschaft, Top-Prädatoren (*secondary poisoning*) und die menschliche Gesundheit (Fischkonsum) abgeleitet. Eine Beurteilung der Umweltbelastung durch persistente und bioakkumulierende Eigenschaften von Schadstoffen durch gesetzliche Zielvorgaben ist nicht vorgesehen. Durch die Festlegung von UQN für Biota werden die Eigenschaften Persistenz und Bioakkumulationspotenzial allenfalls indirekt berücksichtigt (z.B. (z.B. UQN bzgl. *secondary poisoning* für bioakkumulierende Stoffe). Im Rahmen der WRRL erfolgt eine systematische Auswertung des Zustandes der Gewässer anhand der festgelegten UQN für prioritäre Stoffe (vgl. auch Arle et al. 2010). Davon abgesehen gibt es keine systematische Auswertung von Umweltmonitoringdaten in Hinblick auf die Stoffbewertung.

In diesem Abschnitt wird überprüft, inwieweit für die im Rahmen des Projektes behandelten Stoffe (vgl. Tab. 12, Kap. 4) Überschreitungen gesetzlich geregelter Zielfestlegungen zu verzeichnen sind. Es wird auch dargelegt, welche der Stoffe bisher nicht durch die WRRL / OGewV geregelt sind.

Zielfestlegungen für Oberflächengewässer

Gesetzliche Umweltqualitätsnormen (UQN) für prioritäre Stoffe in Oberflächengewässern gemäß Wasserrahmenrichtlinie sind in der Richtlinie 2008/105/EG festgelegt (EG 2008). Neben den UQN für die Wasserphase wurden für einige Stoffe UQN zur Beurteilung der Belastung von Biota festgelegt. Von den hier betrachteten Substanzen wurden nach Wasserrahmenrichtlinie Anthracen, Benzo[*a*]pyren, Chloralkane (C10–C13) und Tributylzinnverbindungen sowie das Tributylzinn-Kation[31] als prioritäre Stoffe eingestuft. UQN für weitere, sogenannte flussgebietsspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustandes und des ökologischen Potenzials eines Oberflächengewässers sind in Anlage 5 der Oberflächengewässerverordnung aufgeführt (OGewV 2011). Anlage 5 der OGew betrifft jedoch keinen der hier betrachteten Stoffe. Durch die Verabschiedung der Richtlinie 2013/39/EU (EU 2013a) wurden die Wasserrahmenrichtlinie und die EG-Richtlinie 105/2008 in Bezug auf prioritäre Stoffe novelliert. Für Anthracen wurden durch die Novellierung die UQN für die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) in Binnen- und sonstigen Oberflächengewässern verschärft. Für Benzo[*a*]pyren erfolgte eine Änderung der UQN für den Jahresdurchschnitt (JD-UQN) und die zulässige Höchstkonzentration; eine UQN für Biota wurde neu festgelegt (siehe Tab. 33). Die novellierten UQN gelten ab dem 22. Dezember 2015. Zwölf Stoffe wurden neu in die Liste der prioritären Stoffe aufgenommen. Die für diese Stoffe festgesetzten UQN sind ab dem 22. Dezember 2018 gültig. Von den hier behandelten Stoffen betrifft diese Neuregelung Hexabromcyclododecan (HBCDD), Perfluoroctansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS), Aclonifen, Quinoxyfen, Cybutryn (Irgarol®) und Cypermethrin. In der EU-Richtlinie 39/2013 wird auch spezifiziert, dass UQN für Biota sich mit Ausnahme der UQN für Fluoranthen und PAK auf die Belastung von Fischen beziehen. Für die beiden letztgenannten Stoffe gelten die Biota-UQN für die Schadstoffkonzentrationen in Krebs- und Weichtieren. Eine Zusammenfassung der in den Richtlinien 2008/105/EG und 2013/39/EU festgelegten UQN für die im Rahmen des vorliegenden Projekts betrachteten Stoffe befindet sich in Tab. 33.

Für die Mehrzahl der im Rahmen dieses Projektes betrachteten PBT-(Verdachts-)Stoffe wurden bisher keine UQN festgelegt. In Tab. 32 sind die entsprechenden Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel und Biozidwirkstoffe aufgeführt, für die bislang keine gesetzlichen Vorgaben zur Beurteilung der Belastung von Oberflächengewässern bzw. aquatischer Biota existieren.

Tab. 32 PBT-(Verdachts-)Stoffe, für die bisher keine Umweltqualitätsnormen festgelegt wurden.

Stoff	CAS-Nummer
Industriechemikalien	
Pyren	129-00-0
Octamethyltrisiloxan (MDM)	107-51-7

[31] Das Tributylzinn-Kation ist das Hydrolyseprodukt des PBT-Stoffes Bis(tributylzinn)oxid (TBTO) und weiterer Tributylzinnverbindungen.

Stoff	**CAS-Nummer**
(3,3,5-Trimethylcyclohexyliden)bis (1,1-dimethylethyl)peroxid	6731-36-8
Hexamethyldisiloxan	107-46-0
1,4-Benzoldiamin, N,N'-gemischte Phenyl und Tolylderivate (BENDAT)	68953-84-4
N-Phenyl-1-naphthalinamin (PAN)	90-30-2
Triclosan	3380-34-5
Methyltriclosan	4640-01-1
2,4-Di-tert-butyl-6-(5-chlorbenzotriazol-2-yl)phenol [UV-327]	3864-99-1
2-Benzotriazol-2-yl-4,6-di-tert-butylphenol [UV-320]	3846-71-7
2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4-(tert-butyl)-6-(sec-butyl)phenol [UV-350]	36437-37-3
Moschusxylol (5-*tert*-Butyl-2,4,6-trinitro-m-xylen)	81-15-2
Perfluorbutansäure (PFBA)	375-22-4
Perfluorpentansäure (PFPeA)	2706-90-3
Perfluorhexansäure (PFHxA)	307-24-4
Perfluorheptansäure (PFHpA)	375-85-9
Perfluoroctansäure (PFOA)	335-67-1
Perfluornonansäure (PFNA)	375-95-1
Perfluordecansäure (PFDA)	335-76-2
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	375-73-5
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	355-46-4
Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (z.T. auch als Biozid zugelassen)	
Bifenthrin	82657-04-3
Esfenvalerat	66230-04-4
Metaflumizon	139968-49-3
Pendimethalin	40487-42-1
Biozidwirkstoffe (z.T. auch als Pflanzenschutzmittelwirkstoffe zugelassen)	
Brodifacoum	56073-10-0
Bromadiolon	28772-56-7
Difenacoum	56073-07-5
Difethialon	104653-34-1
Flocoumafen	90035-08-8
Flufenoxuron	101463-69-8
Hexaflumuron	86479-06-3
Abamectin	71751-41-2
Bifenthrin	82657-04-3
(alpha-)Chloralose	15879-93-3

Stoff	CAS-Nummer
Chlorfenapyr	122453-73-0
Chlorophacinon	3691-35-8
Clothianidin	210880-92-5
Kupfer-Pyrithion	14915-37-8
Cyfluthrin	68359-37-5
d-Phenothrin	188023-86-1
D-Allethrin	584-79-2
d-trans-Allethrin	260359-57-7
Deltamethrin	52918-63-5
Etofenprox	80844-07-1
Fenpropimorph	67564-91-4
Fipronil	120068-37-3
Imidacloprid	138261-41-3
lambda-Cyhalothrin	91465-08-6
Metofluthrin	240494-70-6
Spinosad	168316-95-8
Tetramethrin	7696-12-0

Bislang wurde für keinen Arzneimittelwirkstoff eine UQN gesetzlich festgesetzt. Nach Artikel 8b der Richtlinie 2013/39/EU (EU 2013a) werden die Wirkstoffe Diclofenac, 17beta-Östradiol und 17alpha-Ethinylöstradiol in die erste Beobachtungsliste (*watch list*) aufgenommen, die durch die Europäische Kommission zum Zweck der Unterstützung zukünftiger Priorisierungsverfahren zur Auswahl neuer prioritärer Stoffe zu erstellen ist. Nach Artikel 8c der genannten Richtlinie (EU 2013a) will die Kommission einen strategischen Ansatz gegen die Verschmutzung der Gewässer durch Arzneimittel bis September 2015 entwickeln und bis September 2017 entsprechende Maßnahmen vorschlagen. Eine Grundlage für diese Strategiediskussion ist auch die im Auftrag der EU von Bio Intelligence Service erstellte Studie (Bio Intelligence Service 2013).

Aufgrund der uns zur Verfügung stehenden Informationen erfolgte ein Abgleich zwischen den Monitoringdaten und den gesetzlichen Zielfestlegungen ausschließlich für Oberflächengewässer (auf Zielfestlegungen für Böden wird aber im anschließenden Abschnitt kurz eingegangen). Als Datenquelle genutzt wurden die in Kap. 4 als relevant bewerteten, in Deutschland betriebenen Monitoringprogramme. Hierbei wurden vor allem möglichst aktuelle Messjahre berücksichtigt. Aufgrund ihres großen Umfangs und ihrer Komplexität konnten die elektronischen Informationssysteme der Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Sachsen nur exemplarisch für einzelne Beispiele ausgewertet werden. Wenn vom Träger eines Monitoringprogramms keine Ermittlung von Jahreskenndaten vorgenommen wurde, erfolgte nur im Einzelfall eine entsprechende Auswertung der Daten. Soweit sinnvoll, wurden nicht in Form von Jahreskenndaten ausgewertete Messdaten und Ergebnisse kürzerer Messreihen anhand der ZHK-UQN beurteilt. In Tab. 33 sind die Überschreitungen gesetzlicher UQN dargestellt, die bei

der Sichtung der vorliegenden Monitoringdaten für die betrachteten PBT-(Verdachts)Stoffe festgestellt werden konnten. Aus den dargelegten Gründen deckt die erarbeitete Zusammenfassung einen Großteil der Monitoringprogramme ab, kann jedoch keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben. Bei der Auswertung wurden auch die zurzeit noch nicht gültigen UQN berücksichtigt, dies wurde in Tab. 33 und im Text entsprechend spezifiziert.

Tab. 33 Übersicht über die Überschreitungen gesetzlich festgelegter Umweltqualitätsnormen für die im Projekt betrachteten Stoffe, für die entsprechende UQN existieren. Bei der Auswertung wurden zurzeit noch nicht gültige UQN berücksichtigt, dies ist entsprechend spezifiziert.

Stoff	Prioritärer Stoff nach WRRL	JD-UQN (Binnen-OGew) [µg/L]	JD-UQN (sonstige OGew) [µg/L]	ZHK-UQN (Binnen-OGew) [µg/L]	ZHK-UQN (sonstige OGew) [µg/L]	UQN Biota [µg/kg ww]	UQN-Überschreitungen, festgestellt anhand der Daten aus relevanten Monitoringprogramme
Industriechemikalien							
Anthracen	Ja	0,1	0,1	0,4 ab 2015: 0,1	0,4 ab 2015: 0,1	-	Anhand der vorliegenden Monitoringdaten können keine UQN-Überschreitungen festgestellt werden
Benzo[*a*]pyren	Ja	0,05 Ab 2015: 0,00017 [a]	0,05 Ab 2015: 0,00017	0,1 ab 2015: 0,27	0,1 Ab 2015: 0,027	Ab 2015: 5,0	BB, 2010: Überschreitung JD-UQN2015 an 5 von 6 Messstellen (EEA 2012) BE, 2010: Überschreitung JD-UQN2015 an 2 von 2 Messstellen (EEA 2012) BW: 2 Überschreitungen der derzeit und eine Überschreitung der ab 2015 geltenden ZHK-UQN: Mannheim / Neckar (LUBW 2013) BY, 2010: Überschreitung JD-UQN2015 an 3 von 3 Messstellen (EEA 2012) NW, 2010: Überschreitung JD-UQN2015 an einer von 29 Messstellen, Überschreitung ZHK-UQN an einer von 29 Messstellen (EEA 2012) SN, 2010: Überschreitung JD-UQN2015 an 11 von 11 Messstellen (EEA 2012), Überschreitung ZHK-UQN an einer von 11 Messstellen (Lausitzer Neiße) ST, 2010: Überschreitung JD-UQN2015 an 4 von 4 Messstellen (EEA 2012) TH, 2010: Überschreitung JD-UQN2015 an einer von 7 Messstellen (EEA 2012) FGG Rhein: 2 Überschreitungen der derzeit und eine Überschreitung der ab 2015 geltenden ZHK-UQN Neckar/Mannheim 2010 (FGG Rhein 2013)

Stoff	Prioritärer Stoff nach WRRL	JD-UQN (Binnen-OGew) [µg/L]	JD-UQN (sonstige OGew) [µg/L]	ZHK-UQN (Binnen-OGew) [µg/L]	ZHK-UQN (sonstige OGew) [µg/L]	UQN Biota [µg/kg ww]	UQN-Überschreitungen, festgestellt anhand der Daten aus relevanten Monitoringprogramme
Chloralkane (C10-C13)	Ja	0,4	0,4	1,4	1,4	-	Anhand der vorliegenden Monitoringdaten können keine UQN-Überschreitungen festgestellt werden.
Hexabromcyclododecan (HBCDD)	Neuer prioritärer Stoff	Ab Dez. 2018: 0,0016	Ab Dez. 2018: 0,0008	Ab Dez. 2018: 0,5	Ab Dez. 2018: 0,05	Ab Dez. 2018: 167	Anhand der vorliegenden Monitoringdaten können keine UQN-Überschreitungen festgestellt werden.

Stoff	Prioritärer Stoff nach WRRL	JD-UQN (Binnen-OGew) [µg/L]	JD-UQN (sonstige OGew) [µg/L]	ZHK-UQN (Binnen-OGew) [µg/L]	ZHK-UQN (sonstige OGew) [µg/L]	UQN Biota [µg/kg ww]	UQN-Überschreitungen, festgestellt anhand der Daten aus relevanten Monitoringprogramme
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	Neuer prioritärer Stoff	Ab Dez. 2018: 0,00065	Ab Dez. 2018: 0,00013	Ab Dez. 2018: 36	Ab Dez. 2018: 7,2	Ab Dez. 2018: 9,1	BW, 2007 – 2011: Überschreitung JD-UQN an allen 5 Messstellen (u.a. an Rhein, Neckar, Donau) in allen Jahren (LUBW 2013) BW: Untersuchung von Bodenseefischen 2009, Mittelwert: 9,9 µg/kg, Maximalwert: 28,9 µg/kg (Muskulatur/verschiedene Fischarten) (CVUA 2009) BW: Fischmonitoring 2010 Rheinfische bis über 120 µg/kg, Bodenseefische im Durchschnitt 15 µg/kg, jeweils Frischgewicht (Muskulatur/verschiedene Fischarten) (CVUA 2011) BY: Fischmonitoring 2005/2006 7 von 16 Proben > UQN Biota 2006/2007, 30 von 73 Proben > UQN Biota (jeweils Fischmuskulatur) (van de Graaff 2007, LfU 2013b) HE: Sonderuntersuchung 2007 (vierteljährlich) an 7 von 8 Messstellen Jahresmittel > JD-UQN (Hemfler et al. 2010) NW: Fischmonitoring 2006 bis 2009, häufige Überschreitung des UQN Biota in Fischmuskulatur, an Überblicksmessstellen 50-Perzentil 7,1 µg/kg, 75-Perzentil 15,7 µg/kg, an Belastungs- und Verdachtsmessstellen 50-Perzentil 24,4 µg/kg, jeweils Frischgewicht (Ahrenholz et al. 2011) SN: Überschreitungen des JD-UQN 2008 – 2012 z.B. an der Elbe (eigene Auswertung, Messergebnisse LfULG 2013) FGG Rhein: Überschreitung JD-UQN an 9 von 10 Messstellen an Rhein und Nebenflüssen (in allen Messjahren, 2007 - 2010) (FGG Rhein 2013) Umweltprobenbank: Retrospektives Monitoring 1995 – 2010, in 133 von 148 Fischproben (Brasse, Muskulatur) Überschreitung der UQN Biota, Höchstwert 83,23 µg/kg Frischgewicht (Theobald et al. 2011)

Stoff	Prioritärer Stoff nach WRRL	JD-UQN (Binnen-OGew) [µg/L]	JD-UQN (sonstige OGew) [µg/L]	ZHK-UQN (Binnen-OGew) [µg/L]	ZHK-UQN (sonstige OGew) [µg/L]	UQN Biota [µg/kg ww]	UQN-Überschreitungen, festgestellt anhand der Daten aus relevanten Monitoringprogramme
Tributylzinn (TBT)	Ja	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015	-	BY: 2010 Überschreitung JD- und ZHK-UQN an einer Messstelle (nur eine Messstelle insgesamt) (EEA 2012) HH: 2010 Überschreitung JD-UQN an einer von 3 Messstellen und Überschreitung ZHK-UQN an 2 von 3 Messstellen an der Elbe (EEA 2012) MV: 2003 – 2006 Überschreitung ZHK-UQN in einer von 382 Wasserproben aus Fließgewässern (Bachor 2008) ST: 2010 Überschreitung JD-UQN an einer von 8 Messstellen und Überschreitung ZHK-UQN an 3 von 8 Messstellen (Saale, Unstrut und Weiße Elster) (EEA 2012) TH: 2000 – 2011 Überschreitung ZHK-UQN an 14 von 29 Messstellen (TLUG 2012) IKSE: 2008 – 2010 Überschreitung JD-UQN und ZHK-UQN an mehreren Messstellen, u.a. am Unterlauf der Elbe (s. HH) und an Schwarzer Elster (Sachsen-Anhalt) (IKSE 2008, 2009, 2010)
Pflanzenschutzmittelwirkstoffe							
Aclonifen	Neuer prioritärer Stoff	Ab Dez. 2018: 0,12	Ab Dez. 2018: 0,012	Ab Dez. 2018: 0,12	Ab Dez. 2018: 0,012	-	Anhand der vorliegenden Monitoringdaten können keine UQN-Überschreitungen festgestellt werden.
Quinoxyfen	Neuer prioritärer Stoff	Ab Dez. 2018: 0,15	Ab Dez. 2018: 0,015	Ab Dez. 2018: 2,7	Ab Dez. 2018: 0,54	-	Anhand der vorliegenden Monitoringdaten können keine UQN-Überschreitungen festgestellt werden.
Biozidwirkstoffe							
Cybutryn (Irgarol)	Neuer prioritärer Stoff	Ab Dez. 2018: 0,0025 [b]	Ab Dez. 2018: 0,0025	Ab Dez. 2018: 0,016 [c]	Ab Dez. 2018: 0,016	-	BW: 2007 – 2011 21 von 60 Messstellen Jahresmittelwerte > JD-UQN (nicht in allen Messjahren), an 9 von 60 Maximalkonzentration in einzelnen Messjahren > ZHK-UQN (LUBW 2013) BY: 2010 – 2012 2 von 271 Messwerten (an insgesamt 15

Stoff	Prioritärer Stoff nach WRRL	JD-UQN (Binnen-OGew) [µg/L]	JD-UQN (sonstige OGew) [µg/L]	ZHK-UQN (Binnen-OGew) [µg/L]	ZHK-UQN (sonstige OGew) [µg/L]	UQN Biota [µg/kg ww]	UQN-Überschreitungen, festgestellt anhand der Daten aus relevanten Monitoringprogramme
							Fließgewässern) > ZHK-UQN (eigene Auswertung, Messergebnisse LfU 2013c) NW: 2009 – 2012 Überschreitung des JD-UQN und ZHK-UQN in mehreren Yachthäfen (MKULNV 2013) RP: s. FGG Rhein (2013) SH: ein positiver Befund 2006, Überschreitung der ZHK-UQN (LNU 2008) SN: Überschreitungen des JD-UQN und des ZHK-UQN 2007 – 2012 z.B. an Neiße und Unterlauf Weißer Elster (eigene Auswertung, Messergebnisse LfULG 2013) FGG Rhein: Überschreitung JD-UQN an einer von 5 Messstellen (Koblenz/Mosel) an Rhein und Nebenflüssen (2010) (FGG Rhein 2013)
Cypermethrin	Neuer prioritärer Stoff	Ab Dez. 2018: 0,00008 [d]	Ab Dez. 2018: 0,000008	Ab Dez. 2018: 0,0006 [e]	Ab Dez. 2018: 0,00006 [e]	-	Anhand der vorliegenden Monitoringdaten können keine UQN-Überschreitungen festgestellt werden.

Abkürzungen / Anmerkungen: JD-UQN = Umweltqualitätsnorm für den Jahresdurchschnitt; ZHK-UQN Umweltqualitätsnorm für die zulässige Höchstkonzentration. JD- und ZHK-UQN beziehen sich auf die Gesamtkonzentration eines organischen Stoffes in Wasser (d.h. einschließlich des schwebstoffgebundenen Anteils). (a) Zurzeit liegen in allen Bundesländern bzw. an allen Messstellen der FGG Rhein die Bestimmungsgrenzen für Benzo[*a*]pyren über der ab 2015 geltenden JD-UQN. (b) In Berlin, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein liegen die Bestimmungsgrenzen für Cybutryn über der ab 2018 geltenden JD-UQN. (c) In Berlin, Mecklenburg-Vorpommern, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein sowie z.T. in Nordrhein-Westfalen liegen die Bestimmungsgrenzen für Cybutryn über der ab 2018 geltenden ZHK-UQN. (d) In allen Bundesländern, in denen Cypermethrin untersucht wird, bzw. an den Messstellen der FGG Rhein überschreitet die Bestimmungsgrenze die ab 2018 geltende JD-UQN. (Für Bayern liegen keine Angaben zur Bestimmungsgrenze vor.) (d) Mit Ausnahme von Sachsen liegen die Bestimmungsgrenzen in allen Bundesländern, in denen Cypermethrin gemessen wird, bzw. an den Messstellen der FGG Rhein über der ab 2018 geltenden ZHK-UQN. (Für Bayern liegen keine Angaben zur Bestimmungsgrenze vor.)

Anhand der uns vorliegenden Datengrundlage können für die prioritären Stoffe Anthracen, Chloralkane C10–C13, HBCDD, Aclonifen, Quinoxyfen und Cypermethrin keine Überschreitungen der derzeit bzw. ab 2018 geltenden UQN nach Wasserrahmenrichtlinie festgestellt werden. Überschreitungen von derzeit geltenden und 2015 bzw. 2018 in Kraft tretenden UQN für die Wasserphase und z.T. auch für Biota sind für Benzo[*a*]pyren, PFOS, Cybutryn und Cypermethrin zu verzeichnen (vgl. Tab. 33). Nähere Informationen zum Abgleich zwischen gesetzlichen Zielfestlegungen und der Fundsituation für die einzelnen Stoffe sind im Folgenden dargelegt.

Zum Abgleich zwischen gesetzlichen Zielfestlegungen und Monitoringergebnissen wurden für Anthracen und Benzo[*a*]pyren die im Internet verfügbaren Daten der EEA, die elektronischen Informationssysteme der IKSE (ab 2008), der FFG Rhein (ab 2007) und des Landes Baden-Württemberg und der aktuelle Gewässergütebericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern genutzt (Bachor 2008, IKSE 2008, 2009, 2010, EEA 2012, FGG Rhein 2013, LUBW 2013). Anhand dieser umfangreichen Datenbasis sind für Anthracen keine Überschreitungen der derzeit sowie der ab 2015 geltenden UQN zu verzeichnen. Meist liegen die Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für Benzo[*a*]pyren sind Überschreitungen der ab 2015 geltenden JD-UQN in sieben Bundesländern zu verzeichnen, während die derzeit gültige JD-UQN flächendeckend eingehalten wird. An einer Messstelle (Mannheim / Neckar) sind zwei Überschreitungen der derzeit geltenden und eine Überschreitung der ab 2015 geltenden ZHK-UQN zu verzeichnen. Eine weitere Überschreitung der derzeit geltenden ZHK-UQN war an der Lausitzer Neiße festzustellen. Es ist anzumerken, dass in allen gesichteten Messprogrammen die Bestimmungsgrenzen (Stand 2010) über der ab 2015 geltenden JD-UQN liegen (Tab. 33). Daher ist es möglich, dass nach den ab 2015 geltenden gesetzlichen Vorgaben flächendeckende UQN-Überschreitungen auftreten, wenn der am Schwebstoff gebundene Anteil an Benzo[*a*]pyren quantitativ erfasst wird.

Daten zu Chloralkanen C10-C13 können den Informationen der EEA für die Bundesländer Baden-Württemberg, Brandenburg und Thüringen entnommen werden. Aus diesen Daten ergeben sich keine UQN-Überschreitungen.

HBCDD wird bislang erst seit 2012 untersucht, und zwar nur in den Oberflächengewässern des Landes Sachsen. Wie eine exemplarische Sichtung der Daten ergibt, sind für HBCDD in der Wasserphase beim Vergleich mit den 2018 in Kraft tretenden Umweltqualitätsnormen keine UQN-Überschreitungen festzustellen.

Jahreskenndaten zu PFOS-Belastungen in der Wasserphase liegen für acht Bundesländer und von Seiten der FGG Rhein (2013) vor. Ergebnisse zu einmaligen Messungen in der Nordsee können der Meeresumweltdatenbank MUDAB entnommen werden. Anhand der Informationen aus Baden-Württemberg, Hessen und Sachsen sind Überschreitungen der 2018 in Kraft tretenden JD-UQN festzustellen. An neun von zehn Messstellen der FGG Rhein traten über einen längeren Zeitraum Überschreitungen der JD-UQN auf. In den drei Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern und Nordrhein-Westfalen, von denen Berichte über Biotauntersuchungen vorliegen, überschritt die Belastung von Fischen die ab 2018 geltenden UQN für Biota. Ein von der Umweltprobenbank durchgeführtes retrospektives Fischmonitoring führte zu Befunden, die größtenteils die zukünftig geltenden UQN für Biota überschreiten. Hierbei wurden von uns Untersuchungen der Fischmuskulatur berücksichtigt.

Informationen zur Belastung von Oberflächengewässern durch Tributylzinn (TBT) liegen aus acht Bundesländern sowie von der FGG Rhein und der IKSE vor. Sie wurden der Datenzusammenstellung der EEA, den elektronischen Informationssystemen der FGG Rhein, der Bundesländer Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen und Sachsen sowie Berichten und persönlichen Mitteilungen entnommen. Überschreitungen der JD-UQN bzw. der ZHK-UQN sind in Bayern, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Thüringen zu verzeichnen. Da in den meisten Messprogrammen die Bestimmungsgrenzen über den UQN für TBT liegen, treten möglicherweise noch weitere Überschreitungen der UQN auf, die jedoch nicht feststellbar sind. Neben den Messungen in der Wasserphase wurden meist auch die Konzentrationen in Schwebstoffen und Sedimenten in Oberflächengewässern gemessen. In der Nord- und Ostsee und z.T. auch in Binnengewässern wurden die TBT-Gehalte in Biota untersucht. Da für diese Kompartimente bisher keine UQN festgelegt wurden, ist jedoch kein Abgleich von Fundsituation und gesetzlichen Zielfestlegungen möglich.

Für die Belastung von Aclonifen in der Wasserphase sind Daten aus den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Sachsen-Anhalt zugänglich. Zu Quinoxyfen liegen Daten aus sieben Bundesländern vor. Für beide Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe sind keine Überschreitungen der UQN festzustellen.

Zur Belastung von Oberflächengewässern durch Cybutryn wurden Daten aus acht Bundesländern, der FGG Elbe und der Meeresumweltdatenbank gesichtet. Überschreitungen der ab 2018 geltenden JD-UQN (0,0025 µg/L) bzw. der ZHK-UQN (0,016 µg/L) traten in Baden-Württemberg, Bayern, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen und Schleswig-Holstein auf. In Nordrhein-Westfalen sind UQN-Überschreitungen vor allem in Yachthäfen zu verzeichnen. In den meisten Messprogrammen liegen die Bestimmungsgrenzen über den UQN für Cybutryn. Die Spannbreite für die Bestimmungsgrenze reicht von 0,004 µg/L in Bayern bis 0,05 µg/L in Berlin (Pavlovic 2013, von Seggern 2013). Es ist daher anzunehmen, dass nur die Belastungsspitzen erfasst werden können.

Zum Vorkommen von Cypermethrin in Oberflächengewässern liegen Informationen aus vier Bundesländern vor, aus denen keine Überschreitungen der 2018 in Kraft tretenden UQN (JD-UQN: 0,00008 µg/L, ZHK-UQN: 0,0006 µg/L) hervorgehen. Dieses Ergebnis ist jedoch angesichts der in den Messprogrammen erreichten Bestimmungsgrenzen, die fast sämtlich über den UQN für Cypermethrin liegen, zu hinterfragen (Bestimmungsgrenzen: 0,004 bis 0,1 µg/L in Baden-Württemberg, 0,01 µg/L in Rheinland-Pfalz, 0,0003 µg/L in Sachsen und 0,01 µg/L in Thüringen; LUBW 2013, FGG Rhein 2013, LfULG 2013, TLUG 2012).

Wenn Stoffe nur in wenigen Monitoringprogrammen untersucht werden bzw. nur aus wenigen Messprogrammen Ergebnisse verfügbar sind, wie für die Chloralkane C10-C13, HBCDD und Cypermethrin, kann auch die wenig umfangreiche Datenlage ein Grund dafür sein, dass keine UQN-Überschreitungen verzeichnet werden. Bei HBCDD und Cypermethrin, für die die UQN erst 2018 in Kraft treten, ist aber anzunehmen, dass diese Stoffe dann in einer größeren Anzahl von Monitoringprogrammen untersucht werden.

Zielfestlegungen für Böden

Gesetzliche Vorgaben für die Belastung von Böden wurden bislang nur für wenige organische Stoffe festgelegt. Hierbei ist zwischen Maßnahmen-, Prüf- und Vorsorgewerten zu unterscheiden

(BBodSchG 1998). Als Maßnahmenwerte sind Werte für Einwirkungen oder Belastungen definiert, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist. Beim Überschreiten von Prüfwerten ist unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt. Werden Vorsorgewerte überschritten, ist unter Berücksichtigung von geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht (s. Paragraph 8, Absatz 1 und 2, BBodSchG 1998).

Von den hier behandelten Stoffen wurden bisher nur für Benzo[*a*]pyren Prüf- und Vorsorgewerte festgelegt (s. Anhang 2 der Bundes-Bodenschutzverordnung, BBodSchV 1999). Bezüglich der Maßnahmen- und Prüfwerte wird zwischen verschiedenen Wirkungspfaden differenziert. Für Benzo[*a*]pyren sind Prüfwerte für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze gesetzlich festgesetzt. Bei den Vorsorgewerte für organische Schadstoffe wird zwischen unterschiedlichen Humusgehalten des Bodens (>8% und ≤8%) unterschieden.

Fazit

Aufgrund der Datenlage wurde ein Abgleich zwischen den Monitoringdaten und den gesetzlichen Zielfestlegungen ausschließlich für Oberflächengewässer durchgeführt. Überschreitungen der zurzeit geltenden Umweltqualitätsnormen wurden für Tributylzinn in mehreren Bundesländern festgestellt. Für Benzo[a]pyren waren drei Überschreitungen der derzeit geltenden ZHK-UQN zu verzeichnen. Wenn die im Rahmen der Richtlinie 2013/39/EU (EU 2013a) novellierten UQN bzw. die UQN für die neuen prioritären Stoffe in Kraft treten, ist bei gleichbleibenden Konzentrationen mit weiteren UQN-Überschreitungen zu rechnen. Teilweise liegen die Bestimmungsgrenzen über den UQN. Es ist daher davon auszugehen, dass bei einer Verbesserung der Analytik weitere Überschreitungen der UQN zu verzeichnen wären.

5.4.4 Ermittlung und Diskussion des regulatorischen Handlungsbedarfs

Im vorliegenden Abschnitt wird der aus dem Abgleich mit den gesetzlichen Umweltqualitätsnormen (UQN) für prioritäre Stoffe in Oberflächengewässern hervorgehende Handlungsbedarf (Abschnitt 5.4.3) ermittelt und diskutiert. Dazu wird zunächst der laut Wasserrahmenrichtlinie entstehende Handlungsbedarf beschrieben. Die Handlungsoptionen, die in den verschiedenen Stoffvollzügen bestehen, werden dargestellt. Anschließend wird auf die Stoffe eingegangen, für die Überschreitungen der aktuellen UQN festgestellt wurden.

Handlungsbedarf laut Wasserrahmenrichtlinie

Handlungsbedarf, der bei Überschreitung der UQN für prioritäre oder flussgebietsspezifische Stoffe entsteht, ist in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000) und deren Umsetzung in deutsches Recht durch die Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG 2009) und die Verabschiedung der Oberflächengewässer-Verordnung (OGewV 2011) verankert. Nach Artikel 4, WRRL ist eines der wesentlichen Ziele für den Schutz der Oberflächengewässer die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes bzw. Potenzials und eines guten chemischen Zustandes bis zum Jahr 2015. Nach § 27, WHG sind oberirdische Gewässer so zu bewirtschaften, dass

1. eine Verschlechterung ihres ökologischen und ihres chemischen Zustands vermieden wird und
2. ein guter ökologischer und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden.

Weniger strenge Vorgaben gelten für Oberflächengewässer, die als künstlich oder erheblich verändert eingestuft werden. Diese sind so zu bewirtschaften, dass

1. eine Verschlechterung ihres ökologischen Potenzials und ihres chemischen Zustands vermieden wird und
2. ein gutes ökologisches Potenzial und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden.

Der gute chemische Zustand eines Gewässers wird gemäß Artikel 2, Ziffer 24, WRRL durch die Einhaltung der UQN für die prioritären Stoffe erreicht. In Anhang V der WRRL sind die Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustandes und des ökologischen Potenzials festgelegt. Hierzu gehört neben biologischen, hydromorphologischen, chemischen und physikalisch-chemischen Komponenten der Grad der Verschmutzung durch spezifische Schadstoffe, die in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden. UQN für diese sog. flussgebietsspezifischen Stoffe, die zur Erreichung eines guten ökologischen Zustandes und eines guten ökologischen Potenzials einzuhalten sind, sind in Anhang V der OGewV festgelegt. Wird nur eine der UQN nicht eingehalten, wird der ökologische Zustand des Gewässers höchstens als mäßig eingestuft.

Bis Dezember 2004 war nach Artikel 5 der WRRL eine Bestandsaufnahme des Zustandes der Gewässer in den Mitgliedstaaten zu erstellen. Basierend auf den Ergebnissen dieser Bestandsaufnahme und der ab 2006 laufenden Überwachungsprogramme waren bis Dezember 2009 Bewirtschaftungspläne und als deren Bestandteil Maßnahmenprogramme mit dem Ziel aufzustellen, bis zum 22. Dezember 2015 einen guten Zustand der Gewässer zu erreichen (§ 29, WHG). Der Zustand der natürlichen Oberflächengewässer (Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) gilt als gut, wenn sowohl der ökologische Zustand als auch der chemische Zustand als gut bewertet werden.

Grundlegende Maßnahmen stellen die Mindestanforderungen an den Gewässerschutz und die Gewässerentwicklung dar. Sie sind in bereits bestehenden Richtlinien festgelegt oder dienen zur Erfüllung grundlegender wasserwirtschaftlicher Anforderungen. Ergänzende Maßnahmen sind notwendig, wenn die grundlegenden Maßnahmen nicht ausreichen, um die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen - neben Bau- und Sanierungsvorhaben beispielsweise auch rechtliche, administrative oder steuerliche Instrumente und Fortbildungsmaßnahmen (Richter et al. 2010). Für die Reduzierung der Schadstoffeinträge werden u.a. der Neubau und die Anpassung sowie die Optimierung der Betriebsweise von Kläranlagen vorgesehen (MUNLV 2009). Der Eintrag spezifischer Stoffe kann jedoch auch auf der Grundlage anderer Rechtsgebiete reduziert werden, wie z.B. durch geänderte Vorschriften zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (IKSR 2009b).

Unter bestimmten Voraussetzungen sind Ausnahmen von den Bewirtschaftungsplänen wie z.B. Fristverlängerungen zulässig (§ 31, WHG). Gründe für die Gewährung von Ausnahmen sind natürliche Gegebenheiten von Gewässern, durch die die Wirksamkeit von Maßnahmen

verzögert wird, mangelnde technische Durchführbarkeit und unverhältnismäßige Kosten (Richter et al. 2010). Nach § 45a des WHG muss abweichend von der für Binnengewässer geltenden Frist der gute Zustand der Meeresgewässer spätestens bis zum 31. Dezember 2020 erreicht sein. Für Länder, die eine Fristverlängerung beantragt haben, muss die Einhaltung der Ziele der WRRL spätestens nach zwei weiteren Bewirtschaftungszyklen (2015 bis 2021 und 2021 bis 2027) umgesetzt werden (Richter et al. 2010).

Nach Artikel 16, Absatz 7, WRRL können UQN für die Konzentrationen prioritärer Stoffe in Oberflächenwasser, Sedimenten oder Biota von der Europäischen Kommission vorgeschlagen werden. Nach derzeitigem Stand wurden bisher keine UQN für die Gehalte prioritärer Stoffe in Sedimenten gesetzlich festgesetzt (s. Richtlinie 2013/39/EU, EU 2013a). Eine Bewertung der Oberflächengewässerbelastung, die auf den in der Wasserphase gemessenen Konzentrationen basiert, kann für Stoffe, die wie z.B. HBCDD und Cybutryn stark an Partikel binden, zu einer signifikanten Unterschätzung führen. Für eine sinnvolle Weiterentwicklung der Richtlinie EU/39/2013 sollten daher UQN bezogen auf die Sedimentkonzentrationen stark adsorbierender prioritärer Stoffe vorgeschlagen werden.

Handlungsoptionen in den Stoffvollzügen für Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel, Biozide und Human- und Tierarzneimittel

In den Stoffvollzügen für Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel, Biozide und Veterinärarzneimittel gibt es Möglichkeiten, Stoffe mit besonders besorgniserregenden Eigenschaften von der Genehmigung / Zulassung auszuschließen. In einigen Stoffvollzügen wird eine vergleichende Bewertung durchgeführt, die darauf abzielt, besorgniserregende Stoffe durch weniger besorgniserregende Stoffe zu ersetzen. Zum Teil ist eine regelmäßige Überprüfung der Umweltgefährlichkeit vorgesehen. Die Handlungsoptionen in den verschiedenen Stoffvollzügen sind im Folgenden dargestellt (vgl. dazu auch Anlage 11).

Industriechemikalien:

Stoffe mit PBT- und vPvB-Eigenschaften können von den Mitgliedstaaten als besonders besorgniserregende Substanzen zur Aufnahme in Anhang XIV vorgeschlagen werden. Dabei werden die Stoffe in einem ersten Schritt auf die sog. Kandidatenliste gesetzt. Eine Aufnahme in den Anhang XIV hat zur Folge, dass ein Stoff zulassungspflichtig wird. PBT- und vPvB-Stoffe werden nur zugelassen, wenn ihr sozioökonomischer Nutzen größer ist als das Risiko für Umwelt / Gesundheit und wenn es keine geeigneten Alternativstoffe oder -technologien gibt (EG 2007a, Artikel 57-60; vgl. auch Hennig & Thiemann 2011 und Moermond et al. 2011). Wenn besonders besorgniserregende Stoffe zugelassen werden, erfolgt dies befristet, d.h. die Zulassung wird nach Ablauf einer im Einzelfall festgelegten Frist überprüft. Diese Überprüfung kann mit Auflagen, zu denen auch eine Überwachung zählt, verbunden sein (EG 2007, § 72, S. 10 und Artikel 60 (8), S. 47).

Die REACH-Verordnung (EG 2007a) betrifft alle Stoffe und Verwendungen, für die es keine spezifischeren Regelungen gibt (Hennig & Thiemann 2011). Wie von Moermond et al. (2011) diskutiert, können jedoch Mitgliedstaaten auch für Pflanzenschutzmittel- und Biozidwirkstoffe eine Überprüfung der Einstufung als PBT bzw. vPvB nach REACH Anhang XIII (EG 2011a) vorschlagen. Für diese Stoffe sind jedoch die Konsequenzen einer PBT- bzw. vPvB-Einstufung nicht in der REACH-Verordnung geregelt. Da Stoffe mit PBT- bzw. vPvB-Eigenschaften nicht als

Pflanzenschutzmittel- und nur in Ausnahmefällen als Biozidwirkstoffe genehmigt werden können, sollte die Konsequenz einer entsprechenden Klassifizierung im Rahmen von REACH aber der Widerruf der Zulassung auch im Rahmen der Vollzüge für Pflanzenschutzmittel- bzw. Biozidwirkstoffe sein (siehe folgende Abschnitte).

Pflanzenschutzmittel:

Als PBT oder vPvB identifizierte Stoffe können nicht als Pflanzenschutzmittelwirkstoffe genehmigt[32] werden; anders als bei den Industriechemikalien gibt es hier keine Ausnahmen (EG 2009a, Anhang II, Abschnitte 3.7.2 und 3.7.3; siehe auch Hennig & Thiemann 2011). Stoffe mit besorgniserregenden Eigenschaften können außerdem als Substitutionskandidaten identifiziert werden. Dies trifft z.B. für Stoffe zu, die zwei der Kriterien für eine PBT-Einstufung erfüllen (EG 2009a, Anhang II, Abschnitt 4). Substitutionskandidaten können für maximal 7 Jahre genehmigt werden, wenn es keine geeigneten und weniger besorgniserregenden Alternativstoffe oder nichtchemischen Bekämpfungs- oder Präventionsmethoden gibt (EG 2009a, Artikel 50).

Generell wird für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe eine Erstgenehmigung für eine Dauer von höchstens zehn Jahren erteilt (EG 2009a). Nach Ablauf der Frist muss eine erneute Genehmigung beantragt werden. Die Genehmigung eines Pflanzenschutzmittelwirkstoffs kann außerdem jederzeit auf Basis neuer wissenschaftlicher / technischer Kenntnisse und Überwachungsdaten überprüft werden (EG 2009a, Artikel 21). So können Genehmigungen für Wirkstoffe zurückgezogen werden, wenn neue wissenschaftliche Erkenntnisse eine Umweltgefährdung als relevant erscheinen lassen. Ein Beispiel hierfür ist die Einschränkung der Pflanzenschutzmittelgenehmigung für die Neonikotinoide Clothianidin, Thiamethoxam und Imidacloprid (EC 2013b).

Die Genehmigung eines Pflanzenschutzmittelwirkstoffs kann außerdem mit bestimmten Bedingungen und Einschränkungen verbunden sein (z.B. Anwendungsbegrenzungen, Risikominderungsmaßnahmen, Nachzulassungsmonitoring; vgl. EG 2009a, Artikel 6).

Biozide:

PBT- und vPvB-Eigenschaften (gemäß Annex XIII der REACH-Verordnung) sind Ausschlusskriterien bei der Genehmigung von Biozidwirkstoffen. Ähnlich wie bei den Industriechemikalien können PBT- und vPvB-Stoffe jedoch in bestimmten Fällen genehmigt werden: (a) wenn eine Freisetzung in die Umwelt / ein Kontakt mit Menschen vermieden werden kann, (b) wenn sie zur Vermeidung / Bekämpfung ernsthafter Gefahren für die menschliche / tierische Gesundheit oder die Umwelt notwendig sind und (c) wenn eine Nichtgenehmigung im Vergleich zum Risiko für die menschliche / tierische Gesundheit oder die Umwelt unverhältnismäßige negative Folgen für die Gesellschaft hätte (EU 2012, Artikel 5). Die Zulassung von Biozidprodukten, die entsprechende Wirkstoffe enthalten, ist an geeignete Risikominderungsmaßnahmen geknüpft.

[32] Bei Pflanzenschutzmitteln und Bioziden besteht das Zulassungsverfahren aus einem Wirkstoffgenehmigungsverfahren und einem Produktzulassungsverfahren.

Biozidwirkstoffe können als zu ersetzende Stoffe eingestuft werden, z.B. wenn sie mindestens ein Ausschlusskriterium erfüllen, aber genehmigt werden oder wenn sie zwei der Kriterien für eine PBT-Einstufung erfüllen (EU 2012, Artikel 10). Für Biozidprodukte mit zu ersetzenden Wirkstoffen wird eine vergleichende Bewertung durchgeführt. Die Produkte werden nicht oder nur mit Einschränkungen zugelassen, wenn (a) es geeignete, bereits zugelassene Produkte oder nicht-chemische Bekämpfungs-bzw. Präventionsmethoden gibt, deren Gesamtrisiko deutlich geringer ist und die keine wirtschaftlichen / praktischen Nachteile haben und (b) die Wirkstoffvielfalt für die Vermeidung von Resistenz ausreichend ist (EU 2012, Artikel 23).

Die Erstgenehmigung für Biozidwirkstoffe wird generell für maximal 10 Jahre erteilt. Zu ersetzende Stoffe werden für höchstens 7 Jahre genehmigt, Stoffe mit PBT- oder vPvB- oder anderen bedenklichen Eigenschaften für höchsten 5 Jahre (EU 2012, Artikel 4 bzw. 10). Bestimmte Rodentizide mit PBT-Eigenschaften wurden z.B. nur für 5 Jahre zugelassen; nach Ablauf dieser Frist wird überprüft, ob weniger kritische Alternativstoffe vorliegen. Die Genehmigung für einen Biozidwirkstoff kann auf Antrag eines Mitgliedsstaats jederzeit überprüft werden (EU 2012, Artikel 15).

Humanarzneimittel:

Im Rahmen der Zulassung von Humanarzneimitteln[33] muss eine Umweltrisikoabschätzung durchgeführt werden, die auch eine PBT-Bewertung beinhaltet (EMEA/CHMP 2006). Laut EMEA/CHMP (2011) soll diese nach Annex XIII der REACH-Verordnung durchgeführt werden. Wenn mögliche Risiken für die Umwelt identifiziert werden, können Auflagen für Risikominderungsmaßnahmen erlassen werden. Mögliche Umweltrisiken (einschließlich der Identifizierung von PBT- oder vPvB-Eigenschaften eines Humanarzneimittelwirkstoffs) gehen jedoch nicht in die Nutzen-Risiko-Analyse ein und haben demzufolge keine Auswirkungen auf die Zulassung eines Humanarzneimittels (EC 2004b, EMEA/CHMP 2006; vgl. auch Liebig et al. 2011, Keessen et al. 2012 und Moermond et al. 2012).

Im Rahmen des Pharmakovigilanzsystems, mit dem Informationen über die Sicherheit medizinischer Produkte gesammelt und ausgewertet werden, war bisher die Berücksichtigung von Auswirkungen auf die Umwelt nicht vorgesehen. Die zugrundeliegende Gesetzgebung wurde jedoch im Jahr 2010 überarbeitet, eine neue europäische Richtlinie (2010/84/EU, EG 2010a) und Verordnung (1235/2010, EG 2010b) sind im Juli 2012 in Kraft getreten. In § 3 der Verordnung und § 6 der Richtlinie wird auf die zunehmende Verunreinigung von Gewässern und Böden mit Arzneimittelrückständen eingegangen. Die EU-Mitgliedstaaten werden aufgefordert, Maßnahmen zur Überwachung und Bewertung möglicher Umweltrisiken zu erwägen. Im Rahmen eines Berichts zum Ausmaß des Problems soll von der Europäischen Kommission auch die Notwendigkeit der Änderung von Rechtsvorschriften bewertet werden. Wie die Pharmakovigilanz in Hinblick auf mögliche Auswirkungen von Humanpharmaka auf die Umwelt aussehen soll und welche Konsequenzen aus den festgestellten Umweltauswirkungen gezogen werden sollen, ist noch offen.

[33] Anders als bei Pflanzenschutzmitteln und Bioziden werden bei Human- und Veterinärarzneimitteln ausschließlich Arzneimittelprodukte (nicht einzelne Wirkstoffe) zugelassen.

Tierarzneimittel:

Anders als bei den Humanpharmaka werden bei den Tierarzneimitteln Umweltrisiken in der Nutzen-Risiko-Analyse berücksichtigt (EG 2001b, EMEA/CVMP 2009). Laut Direktive 2001/82/EC (EG 2001b, Artikel 1) kann die Zulassung eines Tierarzneimittels an Auflagen (Risikominderungsmaßnahmen) geknüpft werden, wenn die Umweltrisikoabschätzung ein Risiko anzeigt. Lässt sich das Umweltrisiko durch die Anwendung von Risikominderungsmaßnahmen nicht ausreichend reduzieren, kann die Zulassung verweigert werden (vgl. auch Liebig et al. 2011). Wenn für ein bereits zugelassenes Tierarzneimittel relevante neue Daten verfügbar sind, muss die Nutzen-Risiko-Analyse entsprechend überarbeitet werden (EMEA/CVMP 2009). Bei diesen Daten kann es sich z.B. um Pharmakovigilanz-Daten handeln. Für Veterinärarzneimittel schließt die Pharmakovigilanz die Erfassung von Umweltrisiken ein. Das bedeutet, dass mögliche Umweltprobleme (d.h. Beeinträchtigungen von Pflanzen, Tieren oder auch Menschen durch Veterinärarzneimittel in der Umwelt) an den Hersteller oder direkt an die zuständige nationale Behörde gemeldet werden sollen (EC 2011c)[34]. Auch wenn dieser Fall in den entsprechenden Leitfäden nicht spezifiziert ist, könnten Monitoringdaten also ggf. Anlass zu einer Überprüfung der Nutzen-Risiko-Analyse sein. Für Arzneimittel, für deren Zulassung noch keine Nutzen-Risiko-Analyse erforderlich war, können relevante neue Daten die Erstellung einer ersten Nutzen-Risiko-Analyse nach sich ziehen (EMEA/CVMP 2009). Wenn relevante Umweltrisiken identifiziert werden, können Risikominderungsmaßnahmen gefordert werden (EMEA/CVMP 2008b). Es ist auch möglich, dass die Zulassung eines Veterinärpharmakons aufgrund von im Rahmen der Pharmakovigilanz identifizierten Risiken aufgehoben wird (de Knecht et al. 2009).

Für Veterinärarzneimittel soll laut EMEA/CVMP (2008b) eine PBT- und vPvB-Bewertung durchgeführt werden. Ein relativ neuer Leitfadenentwurf (EMA/CVMP 2012) enthält weitere Informationen zur PBT- und vPvB-Bewertung und verweist auf die PBT- und vPvB-Kriterien in Annex XIII der REACH-Verordnung. Wie in einem EMA/CVMP-Konzeptpapier festgestellt wird, gibt es bisher jedoch noch keine Strategie dafür, wie mit Tierarzneimitteln mit PBT- oder vPvB-Eigenschaften umgegangen wird (EMA/CVMP 2010). Weder in VICH (2004) noch in EMEA/CVMP (2008b) oder EMA/CVMP (2012) wird spezifiziert, welche Folgen die Einstufung eines Tierarzneimittels als PBT oder vPvB hat und welches Gewicht sie in der Nutzen-Risiko-Analyse hat (vgl. auch Moermond et al. 2012). Es gibt also keine Handlungsempfehlungen dafür, ob und wenn ja unter welchen Bedingungen als PBT oder vPvB klassifizierte Veterinärpharmaka zugelassen werden können.

[34] Nebenwirkungen oder eine mangelnde Wirksamkeit eines Veterinärpharmakons im Tier können und sollen vom Tierarzt erfasst und gemeldet werden (BVL & PEI 2012). Zur Erfassung möglicher Auswirkungen eines Veterinärpharmakons auf die Umwelt gibt es jedoch kein effektives System.

Regulatorischer Handlungsbedarf für die Stoffe, für die Überschreitungen der UQN festgestellt wurden

Benzo[a]pyren:

Wie im Abschnitt 5.4.3 dargestellt, wurden anhand der ausgewerteten Monitoringdaten für Benzo[*a*]pyren mehrere Überschreitungen der derzeit geltenden ZHK-UQN festgestellt (vgl.Tab. 33), so dass sich auf der Basis der WRRL Handlungsbedarf ergibt. Benzo[*a*]pyren entsteht bei der unvollständigen Verbrennung von organischen Stoffen. Es ist als Karzinogen und Mutagen klassifiziert (vgl. BAuA 2010). Maximale Höchstgehalte von Benzo[*a*]pyren und anderen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Lebensmitteln sind durch die Verordnung EG 835/2011 (EG 2011b) festgelegt. Es gibt außerdem eine deutsche Initiative zur Beschränkung des Gehalts von Benzo[*a*]pyren und sieben anderen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Verbraucherprodukten auf 0.2 mg PAH/kg (BAuA 2010, BfR 2010). Durch das BAuA (2010) wurden verschiedene Handlungsoptionen analysiert. Ein Beschränkungsverfahren nach REACH Artikel 68(2), das für krebserzeugende, erbgutverändernde oder fortpflanzungsgefährdende Stoffe der Kategorien 1 oder 2 möglich ist, wurde als aussichtsreichste Option identifiziert und vorgeschlagen. Die EU-Kommission hat darauf aufbauend 2012 einen Vorschlag für einen Grenzwert von 1 mg/kg für alle Verbraucherprodukte vorgelegt (vgl. Umweltbundesamt 2013c).

Tributylzinn (TBT):

Für Tributylzinn (TBT) wurden Überschreitungen der zurzeit gültigen JD- und ZHK-UQN an etlichen Messstellen festgestellt. Wie in Anlage 8 dargestellt ist TBT in Deutschland bereits seit 1989 verboten. Seit 1990 darf es EU-weit nicht mehr in Antifouling-Anstrichen von Schiffen mit weniger als 25 m Länge verwendet werden, 2003 wurde das Verbot auf Antifouling-Anstriche für alle Schiffstypen ausgeweitet (EG 2003d).

6 Maßgaben für die technische Gestaltung eines Nachzulassungsmonitorings

6.1 Einleitung

Ein breites Umweltmonitoring ermöglicht die Überprüfung der Stoffrisikobewertung und des Erfolgs möglicherweise getroffener Risikominderungsmaßnahmen. Werden auffällige und gegenüber den Expositionsabschätzungen im Bewertungsprozess erhöhte Konzentrationen in bestimmten Umweltkompartimenten nachgewiesen, kann dies ein Hinweis auf nicht ausreichend berücksichtigte Aspekte in der Risikobewertung sein, sofern andere Ursachen wie ein nicht bestimmungsmäßiger Gebrauch ausgeschlossen werden können. Im Monitoring untersucht werden sollten nicht nur die Wirkstoffe/Chemikalien selbst, sondern auch deren (stabile) Transformationsprodukte.

In diesem Kapitel sollen, soweit sich aus der Stoffgesetzgebung Anknüpfungspunkte ergeben, Konzepte für die Gestaltung eines spezifischen Nachzulassungsmonitorings für verschiedene regulatorische Fragestellungen beschrieben werden. Tab. 34 gibt einen Überblick über rechtliche Aspekte des Nachzulassungsmonitorings in verschiedenen Stoff-Regelungsbereichen, die in den folgenden Abschnitten betrachtet werden.

Tab. 34 Rechtliche Aspekte des Nachzulassungsmonitorings gemäß aktueller Vorgaben in den in verschiedenen Stoff-Regelungsbereichen.

	Industrie-chemikalien	Pflanzenschutzmittel	Biozide	Human-arzneimittel	Veterinär-arzneimittel
Regelungen	REACH (EG 2007a)	EG 1107/2009 (EG 2009a); EU 546/2011 (EU 2011d)	BPD, 8/98/EG (EG 1998); BPR, EU 528/2012 (EU 2012)	EMEA/CHMP 2006; EC 2004b	EMEA/CVMP 2009; EG 2001b
Mögliche Auslöser eines Nachzulas-sungs-monitorings	Zulassungs-pflichtige Stoffe (Zulassungen sollen in der Regel an Auf-lagen, einschließ-lich einer Über-wachung, geknüpft sein)	z.B. Klärung von Unsicherheiten im Hinblick auf potenzielle Risiken (z.B. für andere geografische Situationen); Überprüfung der Wirksamkeit von Risikominderungs-maßnahmen	Nicht vorgesehen	Nicht vorgesehen	Nicht vorgesehen
Rechtliche Grundlage	Möglich als Auflage für zulassungs-pflichtige Stoffe	Ja, als mögliche Bedingung der Genehmigung	Nein	Bisher keine konkrete Grundlage (vgl. Abschnitt 6.2.4)	Bisher keine konkrete Grundlage (vgl. Abschnitt 6.2.4)

	Industrie-chemikalien	Pflanzenschutzmittel	Biozide	Human-arzneimittel	Veterinär-arzneimittel
Bewertungs-kriterien für Monitoring-ergebnisse	Nicht präzisiert (evtl. Über-schreiten von PECs, Hinweise auf Bioakkumu-lation oder Persistenz)	Beispiel Grundwasser: Überschreiten von Schwellenwerten, z.B. 0,1 ug/L für Wirkstof-fe; für andere Kompartimente nicht präzisiert	-	Nicht spezifiziert	Nicht spezifiziert
Mögliche Konsequenzen aus Funden im Monitoring	Widerruf der Zulassung	Veränderte Auflagen oder Widerruf der Zulassung	-	Nein	Nein
Kostenträger	Anmelder oder Konsortium (SIEF)	Anmelder	-	Bisher nicht geregelt	Bisher nicht geregelt

SIEF - Substance Information Exchange Forum.

Nur die Pflanzenschutzmittel-Zulassungsverordnung sieht konkret die Möglichkeit eines Nachzulassungsmonitorings vor, um in der Bewertung verbliebene Unsicherheiten in Bezug auf die Umweltrisiken zu adressieren. Ein entsprechendes Vorgehen ist bislang für die Regelwerke der Biozide sowie der Human- und Veterinärarzneimittel nicht vorgesehen. Für Veterinärarzneimittel ist die Durchführung und Berücksichtigung eines Nachzulassungsmonitorings eventuell im Rahmen der Pharmakovigilanz möglich (siehe Abschnitt 6.2.4). Zum Vergleich werden auch die Regelungen unter REACH hier diskutiert. Für (Industrie)Chemikalien, die durch die REACH-Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (EG 2007a) geregelt werden, ergeben sich zumindest für Stoffe, die unter die Zulassungspflicht fallen, Möglichkeiten für die Forderung eines anwendungs-begleitenden Monitorings (REACH Verordnung, EG 2007a; siehe auch Abschnitt 4.1.3). Eine ausführliche Diskussion ist im Rahmen dieses Vorhabens aber nicht vorgesehen, da diese Thematik bereits in einem anderen Projekt bearbeitet wurde (siehe dazu FKZ 3710 63 404: Evaluation and Coordination of Methods and Indicators for the Environmental Monitoring of Chemicals in Germany to Fulfil an Efficacy Assessment and a Success Control under REACH; Groß et al. 2013).

Für das hier zu betrachtende Nachzulassungsmonitoring ist auch zu diskutieren, wer die Kosten dafür trägt. Die meisten Monitoringprogramme werden bislang von öffentlichen Trägern finanziert (z.B. das Gewässermonitoring zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, die Umweltprobenbank des Bundes, die Bodendauerbeobachtung der Bundesländer). Einzelne Beispiele gibt es auch für Monitoringstudien, die von Industrieverbänden durchgeführt werden (z.B. Monitoring von Decabromdiphenylether in Wildvögeln aus verschiedenen EU-Staaten, Leslie et al. 2011 oder ein europaweites HBCD-Monitoring von Fischen und Schwebstoffen, Rüdel et al. 2012). Eine Beteiligung von Industrieunternehmen an einem Monitoring hat in den meisten Fällen die Voraussetzung, dass die Emissionen eindeutig einem Hersteller/Inverkehr-bringer oder zumindest einem Konsortium von Unternehmen zuzuordnen sind. Ein solches Vorgehen erscheint in den Fällen schwierig, in denen aufgrund der Marktstruktur eine Vielzahl von Inverkehrbringern beteiligt ist oder das Anwendungsspektrum relativ uneinheitlich ist (d.h.

unterschiedliche Emissionsszenarien). Im Rahmen von REACH organisieren sich Anmelder teilweise in Konsortien (SIEF, Substance Information Exchange Forum).

Die Vermarktung jedes Pflanzenschutzmittels, d.h. jeder Formulierung eines Wirkstoffes in einem Produkt, muss vom Produzenten, sei es eine einzelne Firma oder ein Konsortium, beantragt werden. Bei neuen Wirkstoffen erfolgt aufgrund des Patentschutzes die Vermarktung von Pflanzenschutzmitteln häufig zunächst nur durch ein Unternehmen. Bei Wirkstoffen, deren Patentschutz abgelaufen ist, treten häufig zusätzlich Generika-Hersteller als Anbieter auf. Dennoch bleibt die Situation dabei überschaubar, da in der Regel nur wenige Unternehmen den Wirkstoff produzieren. Eventuell wird sie aber dadurch kompliziert, dass es sehr unterschiedliche Applikationen gibt (z.B. bei den Neonicotinoiden, bei denen neben der Spritzanwendung auch ein Umwelteintrag über gebeiztes Saatgut erfolgt). Bei einem Nachzulassungsmonitoring muss dann sichergestellt sein, dass in der untersuchten Region nur das im Monitoring vorgesehene Produkt zum Einsatz kommt. Ähnliches gilt auch, wenn Produkte beispielsweise sowohl für Pflanzenschutz- als auch für Biozidanwendungen zugelassen sind.

Für viele Pflanzenschutzmittel erscheint somit bei Bedarf (siehe Abschnitt 6.3) die Umsetzung von Monitoring-Auflagen für einzelne Anmelder/Unternehmen möglich, wenn Untersuchungen nach Anwendung des spezifischen Produkts auf lokaler Ebene durchgeführt werden (z.B. an mehreren repräsentativen Standorten. Ein solches Nachzulassungsmonitoring wird für Grundwasser bereits praktiziert (siehe Abschnitt 6.3.3).

Bei den Bioziden ist die Situation auf Seiten der Produzenten ähnlich wie bei den Pflanzenschutzmitteln (wenige Hersteller). Allerdings werden Biozidprodukte häufig nicht direkt von den Herstellern in Verkehr gebracht, sondern von Unternehmen, die die Wirkstoffe in einer Vielzahl von Biozidprodukten formulieren. Teilweise sind Hunderte von Produkten dutzender Formulierer auf dem Markt. Diese Unternehmen sind auch häufig nicht in Konsortien organisiert. In solchen Fällen dürfte es schwierig sein, im Falle möglicher Umweltrisiken ein oder mehrere Anmelder/Unternehmen zu einem Nachzulassungsmonitoring zu verpflichten, da eine eindeutige Ursache-Wirkungs-Beziehung zwischen dem Einsatz eines spezifischen Biozidproduktes und möglichen Rückständen in der Umwelt nur selten bzw. nur für bestimmte Biozid-Produktarten gegeben sein wird. Bei den Bioziden können Wirkstoffe auch für mehrere Produktarten zugelassen werden, die sehr unterschiedliche mögliche Umwelteinträge erwarten lassen (z.B. als Desinfektionsmittel und Insektizid oder als Materialschutz- und Antifouling-Mittel). Vor diesem Hintergrund erscheint ein Monitoring auf regionaler oder nationaler Ebene - bzw. die Kooperation mit einem bereits implementierten Monitoring-Programm - sinnvoller, um Hinweise auf mögliche Umweltrisiken durch ein bestimmtes Biozid zu erhalten.

Auch bei Human- und Veterinärarzneimitteln ist die Situation relativ komplex. Es werden ausschließlich Präparate, nicht einzelne Arzneimittelwirkstoffe, zugelassen. Ein Arzneimittelwirkstoff kann in vielen verschiedenen Präparaten enthalten sein. Wenn der Patentschutz ausgelaufen ist, können dies auch Präparate unterschiedlicher Hersteller sein. Wirkstoffe können zudem sowohl in der Human- als auch in der Veterinärmedizin zugelassen sein. Einige Veterinärarzneimittelwirkstoffe sind außerdem als Pflanzenschutzmittelwirkstoffe zugelassen. Mögliche Befunde in einem Nachzulassungsmonitoring können nur einem Wirkstoff, nicht einem Präparat zugeordnet werden. Es ist daher vermutlich nicht möglich, einzelne Anmelder zu

einem Nachzulassungsmonitoring zu verpflichten. Aus diesem Grund erscheint es für Arzneimittelwirkstoffe sinnvoller, bereits vorhandene Monitoringprogramme auszubauen, um deren potenzielles Vorkommen in der Umwelt zu erfassen (siehe dazu auch Abschnitt 6.4).

In Tab. 35 sind verschiedene Aspekte zusammengestellt, die bei der Planung eines Nachzulassungsmonitorings mindestens zu beachten sind. Diese betreffen Art und Ausmaß der durchzuführenden Untersuchungen. Je nach Anwendungsbereich sollte das Monitoring lokal/regional (z.B. für Pflanzenschutzmittel) oder eher national angelegt sein (für Stoffe mit einer breiten dispersiven Verwendung, z.B. für Biozide wie in Haushalten verwendete Desinfektionsmittel oder Humanarzneimittel). Um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, ist in den meisten Fällen eine mehrmalige Probenahme über mehrere Jahre erforderlich.

Tab. 35 Aspekte bei der Planung eines Nachzulassungsmonitorings gemäß aktueller Vorgaben in den verschiedenen Stoff-Regelungsbereichen.

	Industrie-chemikalien	Pflanzenschutzmittel	Biozide	Human-arzneimittel	Veterinär-arzneimittel
Umwelteintrag	Unterschiedlich: teilweise breite dispersive Verwendung, teilweise nur lokal	Lokal / regional	Unterschiedlich: teilweise breite dispersive Verwendung, teilweise nur lokal	Breite Anwendung	Teilweise breite Anwendung und teilweise lokale Anwendung
Art des Monitorings	Chemisch-analytisches Monitoring	Chemisch-analytisches und/oder Effektmonitoring	-	-	-
Ausmaß des Monitoring	Regional / national / international	Lokal / regional	-	-	-
Dauer	Mehrere Jahre	Mehrere Jahre (z.B. 4 Jahre für Grundwasser)	-	-	-

Je nach Anwendungsbereich können unterschiedliche Medien oder Kompartimente für ein Nachzulassungsmonitoring relevant sein. In Tab. 36 sind die im Rahmen des Projekts zu diskutierenden Monitoringszenarien aufgeführt und hinsichtlich der Relevanz (d.h. der Möglichkeit eines Stoffeintrags in das entsprechende Umweltmedium/Kompartiment) in den verschiedenen Stoff-Regelungsbereichen gewichtet. Besonders hoch ist die Relevanz für ein Nachzulassungsmonitoring von Pflanzenschutzmitteln bei Verdacht auf Eintrag in das Grundwasser (wichtiger Auslöser für ein Nachzulassungsmonitoring). Teilweise sind Eintragspfade in bestimmte Kompartimente und damit auch das Monitoring in diesen Kompartimenten nur für bestimmte Stoffgruppen relevant. Bei Bioziden kann z.B. der Eintrag von in Ställen verwendeten Insektiziden über die Gülle in den Boden relevant sein.

Tab. 36 Wichtige Medien/Kompartimente für ein Nachzulassungsmonitoring in verschiedenen Stoff-Regelungsbereichen[a].

	Industrie-chemikalien	Pflanzenschutz-mittel	Biozide	Human-arzneimittel	Veterinär-arzneimittel
Grundwasser	- bis XX (Von Stoff und Anwendung abhängig; z.B. Eintrag von Fracking-Additiven)	XXX	X (z.B. Eintrag Stallbiozide über Gülle; Eintrag über Klärschlamm)	X (z.B. Eintrag über Uferfiltration)	X (z.B. Eintrag über Gülle)
Boden	- bis XX (Von Stoff und Eintragspfad abhängig; z.B. Klärschlammverbringung)	XXX	X (z.B. Holzschutz-mittel; Eintrag Stallbiozide über Gülle; Eintrag über Klärschlamm)	X (Eintrag über Klärschlamm)	XX (z.B. Eintrag über Gülle)
Run-off	-	XX (z.B. Vorauflauf-herbizide)	- bis X	-	X
Oberflächen-gewässer	X bis XX (insbesondere über Kläranlagen)	X bis XX (z.B. Spraydrift)	XX (Antifouling direkt; andere Biozide über Kläranlagen indirekt)	XX (über Kläranlagen)	- bis X
Terrestrische Biota	- bis XX (z.B. Über-schwemmungs-gebiete oder über Luft)	X (z.B. Wild, Bienen, Pflanzen)	X (z.B. Rodentizide in Nagern und Greifvögeln)	-	X
Aquatische Biota	XX (z.B. Fische; Top-Prädatoren bei Verdacht auf „*secondary poisoning*“)	X (je nach Wirkungsprinzip unterschiedliche Organismen)	XX (z.B. Fische; Top-Prädatoren bei Verdacht auf „*secondary poisoning*“)	XX (z.B. Fische; Top-Prädatoren bei Verdacht auf „*secondary poisoning*“)	- bis X

a) je nach Stoffgruppe können auch weitere Kompartimente relevant sein, z.B. Sedimente oder Klärschlamm. Grundsätzliche Relevanz (geschätzt): XXX hoch; XX mittel; X niedrig; -keine; die Relevanz hinsichtlich der Verteilung in verschiedene Kompartimente kann stoffabhängig sehr unterschiedlich sein.

6.2 Verankerung des Nachzulassungsmonitoring in gesetzlichen Regelungen

6.2.1 REACH-Verordnung

Im Rahmen der REACH-Verordnung relevante Aspekte eines (Umwelt)Monitorings wurden in einem kürzlich abgeschlossenen Vorhaben im Auftrag des UBA geprüft (FKZ 3710 63 404: Evaluation and Coordination of Methods and Indicators for the Environmental Monitoring of Chemicals in Germany to Fulfil an Efficacy Assessment and a Success Control under REACH; Groß et al. 2013). Die von Groß et al. identifizierten Bezüge in der REACH-Verordnung werden in Anlage 13 und 14 mit dem deutschen Text belegt (bei Groß et al. 2013 Zitate aus der Version in englischer Sprache). Die Übersetzung des englischen Begriffs „monitoring“ erfolgte

unterschiedlich. Teilweise sind die Begriffe „Überwachung“ oder „Messdaten“ gebräuchlich. Im Anhang XIII der REACH-Verordnung (EU 2011b) wird der Begriff „Monitoring“ verwendet. Im Gegensatz zu Groß et al. (2013) werden in diesem Bericht nur konkrete Bezüge zum Umweltmonitoring aufgenommen und nicht auch andere vorgesehene Überwachungsmaßnahmen im Rahmen von REACH.

Zusammenfassend berichten Groß et al. (2013), dass im Text der REACH-Verordnung (EG 2007a) häufig Bezug auf Monitoring bzw. Überwachung genommen wird, aber keine Vorgaben hinsichtlich der genauen Anforderung an das Monitoring und der Verwendung von Monitoringdaten gegeben wird.

Teilweise ergibt sich ein konkreter Bezug auf ein Nachzulassungsmonitoring (post authorisation monitoring). Dies betrifft insbesondere Stoffe, die zugelassen werden. Für besonders besorgniserregende Stoffe ist nur eine befristete Zulassung vorgesehen, die nach Ablauf einer im Einzelfall festgelegten Frist überprüft wird (EG 2007a; Erwägungsgrund (72): „Außerdem sollten die Zulassungen einer befristeten Überprüfung unterliegen, deren Dauer für jeden Einzelfall festgelegt wird, und in der Regel an Auflagen, einschließlich einer Überwachung, geknüpft sein“). Dies wird in Artikel 60, Absatz (8) und (9) umgesetzt. Zwar ist die Art des Monitorings nicht weiter konkretisiert, doch erscheint eine Begründung eines Umweltmonitoring als Auflage an den Einreicher auf dieser Basis möglich.

Nach Artikel 124 haben die für die REACH-Umsetzung zuständigen Behörden der Mitgliedsstaaten der ECHA insbesondere auch Informationen darüber zu übermitteln, ob sich im Zuge von Überwachungstätigkeiten ein Risikoverdacht für registrierte Stoffe, für die mengenabhängig keine vollständigen Stoff-Informationen einzureichen waren, ergeben hat. Hier besteht der Bezug aber zu einem Monitoring durch die zuständigen Behörden, nicht durch die Anmelder.

Prinzipiell müssen Anmelder von REACH-Stoffen auch Monitoringdaten vorlegen. Gemäß Anhang XIII der REACH-Verordnung (EU 2011b) ist es aber nur erforderlich, dass der Anmelder ihm vorliegendene Monitoringdaten einreicht. Eine Forderung, zusätzliche Daten zu erheben, ergibt sich aus der REACH-Verordnung nicht.

6.2.2 Pflanzenschutzmittel

In Deutschland ist das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) für die Zulassung der Pflanzenschutzmittel verantwortlich, wobei es vom Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), vom Julius Kühn-Institut - Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (JKI) und vom Umweltbundesamt (UBA) bei der Bewertung unterstützt wird.

In der Pflanzenschutzmittel-Zulassungsverordnung (Verordnung (EG) Nr. 1107/2009, EG 2009a) ist die Möglichkeit eines Nachzulassungsmonitorings vorgesehen. Im englischen Sprachraum und auch in den englischen Fassungen der EU-Dokumente sind für das Nachzulassungsmonitoring mehrere Begriffe gebräuchlich: post-authorisation monitoring, post-market monitoring, post-approval monitoring, post-registration monitoring oder surveillance.

Ein möglicher Auslöser für ein Nachzulassungsmonitoring ist gegeben, wenn bereits in den EU-Assessment Reports für den Wirkstoff gefordert wird, dass ein anwendungsbegleitendes Monitoring durchgeführt werden soll. Weiterhin kann in der Zulassungsgenehmigung für ein

Pflanzenschutzmittel-Produkt als Auflage ein Nachzulassungsmonitoring gefordert werden, wenn beispielsweise anhand der vorgelegten Studien Unsicherheiten im Hinblick auf potenzielle Risiken unter anderen Bedingungen (z.B. eine andere geografische Situation als in den zum Zulassungsantrag eingereichten Studien) bestehen oder die Wirksamkeit von Risikominderungsmaßnahmen überprüft werden soll (Abschnitt 4.1.3). Ein Nachzulassungsmonitoring kann auch zur Überprüfung der Expositionsabschätzung dienen (Alix 2012). Die für ein solches Monitoring eingesetzten chemisch-analytischen Methoden sollen ausreichend validiert sein (EU 2011d).

Bei Antrag auf Erneuerung der Zulassung werden die „Ergebnisse der Überwachung", also auch die Ergebnisse eines ggf. geforderten Nachzulassungsmonitorings, berücksichtigt (EG 2009d, Artikel 43). Die Genehmigung eines Pflanzenschutzmittelwirkstoffs kann außerdem jederzeit auf Basis neuer wissenschaftlicher / technischer Kenntnisse und Überwachungsdaten überprüft werden (EG 2009a, Artikel 21).

Die relevanten Auszüge aus den Artikeln 6, 21 und 67 der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 (EG 2009a) sind in Anlage 15 dokumentiert. Außerdem gibt es in der Verordnung (EU) Nr. 546/2011 (EU 2011d) zu einheitlichen Grundsätzen für die Bewertung und Zulassung von Pflanzenschutzmitteln Bezüge zum Umweltmonitoring (Grundwassermonitoring; siehe Dokumentation in Anlage 16).

Der prinzipielle Ablauf eines Nachzulassungsmonitorings für Pflanzenschutzmittel ist in Abb. 12 dargestellt. In Abhängigkeit vom Ergebnis des Nachzulassungsmonitorings kann die Zulassung widerrufen oder unter Auflagen erneut erteilt werden. Mögliche Auflagen sind beispielsweise bestimmte Risikominderungsmaßnahmen bei der Ausbringung der Pflanzenschutzmittel oder landschaftsgestalterische Maßnahmen im Anwendungsgebiet (z.B. durch bewachsene Gewässerrandstreifen; siehe Übersicht in Bereswill et al. 2014).

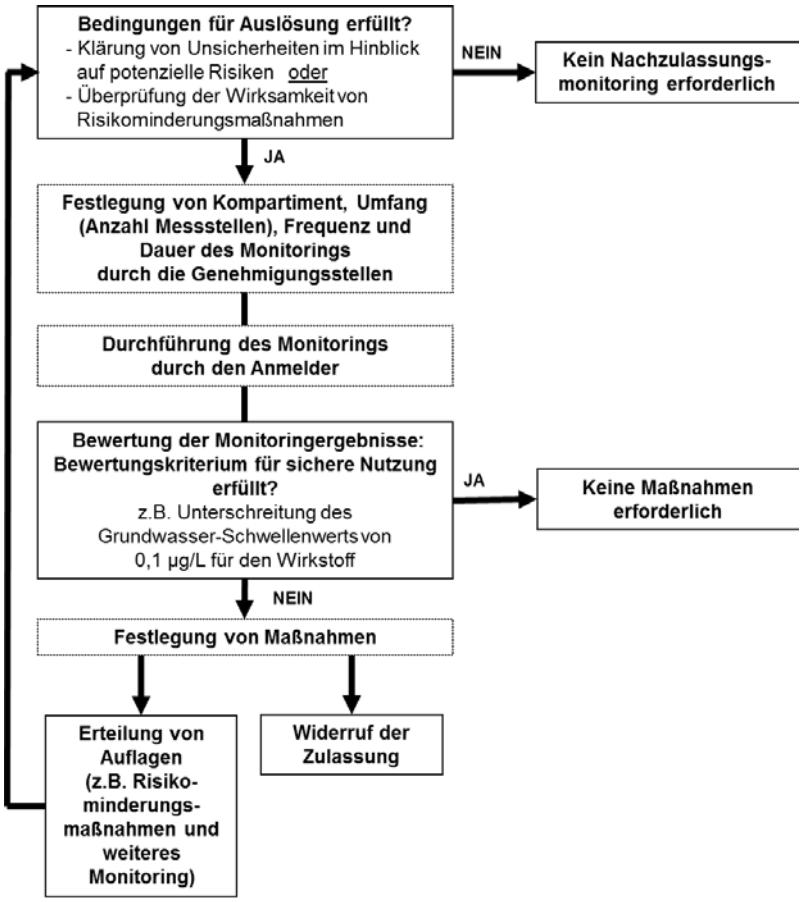

Abb. 12 Flussdiagramm zum Nachzulassungsmonitoring für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe.

Beim Nachzulassungsmonitoring kann es sich um chemisch-analytisches Monitoring und / oder um Effektmonitoring handeln. Konkrete Umsetzungen des Nachzulassungsmonitoring für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe gibt es bereits seit längerem für das Grundwassermonitoring (Aden et al. 2002, Cornelese et al. 2003). Dabei sind die Umsetzungsauflagen produktbezogen.

Nachfolgend werden einige Beispiele zu Auflagen eines Nachzulassungsmonitorings im Rahmen der Zulassung präsentiert.

Im Zulassungsbericht des BVL zum Herbizid ACCENT mit dem Wirkstoff Nicosulfuron wird beispielsweise ein mehrjähriges Grundwassermonitoring zum Wirkstoff gefordert, das mit den beteiligten Behörden abzustimmen ist und zu dem jährlich Berichte zu erstellen sind (BVL 2009a). Begründet wird die Forderung mit den Ergebnissen der vorgelegten Lysimeteruntersuchungen, bei denen teilweise der Sickerwasser-Grenzwert von 0,1 µg/L für den Wirkstoff überschritten wurde. Empfohlen wird auch die Einbeziehung von Metaboliten in das Monitoring.

Der PSM-Zulassungsbericht des BVL (2009b) für das Mittel Spectrum Gold (Wirkstoffe: Dimethenamid-P und Terbuthylazin) fasst die Ergebnisse aus früheren zulassungsbegleitenden Monitoringuntersuchungen zusammen. In diesen Untersuchungen wurde der Erfolg von Risikominderungsmaßnahmen zur Verhinderung von Austrägen durch Run-off in Form von bewachsenen Randstreifen belegt.

Neben dem Nachzulassungsmonitoring, das von den Anmeldern durchgeführt wird, gibt es auch andere Ansätze. Ein Beispiel hierfür ist das zurzeit laufende, vom Umweltbundesamt initiierte Monitoring zur Kupferbelastung von Böden (vor allem in Wein- und Hopfenkulturen; siehe Abschnitt 3.1.1). Grundlage ist hier die Forderung der Richtlinie 2009/37/EG (EG 2009e): „Die Mitgliedstaaten führen Programme zur Überwachung gefährdeter Gebiete ein, in denen die Kontamination des Bodens mit Kupfer Anlass zur Besorgnis gibt, damit sie gegebenenfalls Beschränkungen erlassen können, z.B. hinsichtlich der zulässigen Aufwandmengen“ (EG 2009e). Im Zulassungsbericht des BVL für ein PSM-Produkt mit Kupferhydroxid als Wirkstoff wird ebenfalls ein zulassungsbegleitendes Monitoring gefordert (BVL 2010). Konkret wird im Zulassungsbericht empfohlen, dass sich der Anmelder am nationalen Monitoringprogramm für kupferbasierte PSM beteiligt.

Ein weiteres Beispiel für nicht-produktbezogene Monitoringansätze sind Untersuchungen im „Alten Land“ bei Hamburg. Hier war die Ausweisung der Region als Sondergebiet (reduzierte Abstandsauflagen für Pflanzenschutzmittelanwendungen aufgrund des engen Netzes an Entwässerungsgräben) mit der Auflage eines Monitorings verbunden. Dieses wurde vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ Hildesheim, jetzt Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, NLWKN) und vom Julius Kühn-Institut (JKI) durchgeführt (chemisches und biologisches Monitoring an wenigen Standorten; Schültken et al. 2004, Bischoff et al. 2004). Weiterhin wurde vom Industrieverband Agrar (IVA) ein ökologisches Monitoring der Makroinvertebraten-Fauna in Gräben an insgesamt 40 Standorten mit erwartet unterschiedlich hohem Pflanzenschutzmitteleintrag durchgeführt (Schäfers et al. 2006).

Ein Beispiel für ein Nachzulassungsmonitoring auf biologische Effekte sind die Untersuchungen zur Bienentoxizität des Wirkstoffs Thiamethoxam (Neonicotinoid) in Saatgutbeizmitteln. Die Ergebnisse des Nachzulassungsmonitorings wurden von der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) ausgewertet (EFSA 2012). Vom Anmelder wurden in drei Staaten Monitoringstudien durchgeführt (z.B. in Frankreich in sechs Regionen mit hoher Dichte an Maisfeldern im Zeitraum 2008-2009). Die Ergebnisse der Studien, die belegen, dass die Anwendung von Thiamethoxam als Saatgutbeizmittel bei Verwendung spezieller staubmindernder Deflektoren bei der Saat keine Gefahr für Bienen darstellt (keine Hinweise auf Mortalität oder subletale Effekte), wurden von der EFSA als ausreichend bewertet (d.h. eine weitere Zulassung ist möglich).

Die Nutzung von Monitoringdaten für die Risikobewertung wird auf europäischer Ebene, z.B. durch die EFSA, aber teilweise auch kritisch gesehen. Für den Wirkstoff Thiamethoxam erfolgte eine Neubewertung u.a. auf Basis vorgelegter Monitoringdaten. Im entsprechenden EFSA-Bewertungsbericht (EFSA 2013b) wird darauf hingewiesen, dass die Verwendung von Monitoringdaten schwierig sein kann, da es viele Einflussgrößen auf die Monitoringdaten gibt, die nicht vollständig verstanden werden (tatsächlicher PSM-Eintrag, klimatische Bedingungen, Einflüsse durch Anbaumethoden usw.). Insgesamt wird die Auffassung vertreten, dass Monitoringdaten nur von begrenztem Nutzen für die Risikobewertung sind. Ein Nutzen wird eher im Bereich der Bewertung des Erfolgs von Vorsorge- bzw. Risikominderungsmaßnahmen zur Verringerung des Umwelteintrags von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen gesehen, die in bestimmten Fällen Auflage einer Zulassung sein können. Dagegen geht Alix (2012) davon aus, dass in Zukunft eher mehr Monitoringstudien im Kontext der Pflanzenschutzmittelregulierung

erforderlich sind. Sie nennt als Beispiele Expositionsuntersuchungen für Bodenorganismen, Untersuchungen zur Erholung von Arthropoden-Populationen nach Einsatz von Pflanzenschutzmitteln oder die Durchführung von Monitoringstudien zur Gewinnung zusätzlicher Daten zur Exposition von Vögeln und Säugetieren. In diesen Bereichen könnten nach Alix (2012) Daten aus dem Nachzulassungsmonitoring die Risikobewertung unterstützen.

Zur Unterstützung der Umsetzung von Nachzulassungsmonitoring-Untersuchungen von Pflanzenschutzmitteln wurde eine SETAC „Advisory Group“ zum Umweltmonitoring gegründet. Diese hat insbesondere das Ziel, den Austausch von Erfahrungen und Ergebnissen im Bereich des Nachzulassungsmonitorings und allgemein des Umweltmonitorings für Pflanzenschutzmittel zu fördern. Dabei wird Wert darauf gelegt, dass die vorgeschlagenen Ansätze mit vorhandenen rechtlichen Rahmenbedingungen konsistent sind, insbesondere mit dem Monitoring im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000). Die SETAC Environmental Monitoring Advisory Group (EMAG) wird von A. Alix, Dow (UK) und M. Streloke (BVL) koordiniert.

Im Herbst 2013 wurde im Rahmen der SETAC EMAG eine Umfrage in EU-Mitgliedsstaaten zu verschiedenen Aspekten des Nachzulassungsmonitorings von Pflanzenschutzmitteln durchgeführt. Schwerpunkt der Umfrage waren Untersuchungen zur Begleitung von Risikominderungsmaßnahmen. Um die relevanten Informationen zu sammeln, wurden mehrere Fragebögen zusammengestellt und verteilt. Der Fragebogen mit konkretem Bezug zum Nachzulassungsmonitorings ist in Anlage 17 dokumentiert. Darin ist sowohl das Monitoring von Oberflächen- als auch von Grundwasser abgedeckt (im Grundwasser chemische Analytik, im Oberflächenwasser sowohl chemische als auch biologische Untersuchungen). Eine Auswertung der EMAG-Umfrage liegt bislang nicht vor, so dass sich daraus bislang keine Hinweise zu Erfahrungen mit der Umsetzung von Nachzulassungsmonitoring-Studien zu Pflanzenschutzmittelwirkstoffen ergeben.

In Kap. 6.3 werden Vorschläge für die Umsetzung des Nachzulassungsmonitorings von Pflanzenschutzmitteln exemplarisch für relevante Fragestellungen vorgestellt.

6.2.3 Biozide

Bei den Bioziden ergeben sich aus der Verordnung über Biozidprodukte (Biocidal Product Regulation, BPR; Verordnung (EU) Nr. 528/2012; EU 2012) derzeit keine direkten Anknüpfungspunkte, mit denen sich eine Auflage zum Nachzulassungsmonitoring begründen ließe. Indirekt lassen sich unter Umständen aus Artikel 18 der BPR (nachhaltiger Einsatz von Biozidprodukten) Maßnahmen begründen. Nach Absatz d) sind Risiken durch den Einsatz von Biozidprodukten in bestimmten Bereichen wie in der Nähe von Oberflächengewässern oder Grundwasser durch die zuständigen Behörden ebenso zu berichten wie die sich daraus ergebende Notwendigkeit von zusätzlichen Maßnahmen angesichts dieser Risiken. Der entsprechende Auszug aus der BPR ist in Anlage 18 dokumentiert.

Überlegungen zu einem Nachzulassungsmonitoring von Bioziden werden derzeit auch in einem laufenden Vorhaben des Umweltbundesamtes erarbeitet (‚Umweltbelastung durch Biozide: Erarbeitung der Eckpfeiler eines Monitoring-Messprogrammes für Einträge von Bioziden in die Umwelt‘, FKZ 3712 67 403). Schwerpunkt des Projekts ist aber vor allem die Konzeption eines Monitorings, mit dem die Auswirkungen von Marktveränderungen infolge

der Novellierung der Biozid-Gesetzgebung (BPD, BPR) auf die potenzielle Umweltbelastung durch Biozidanwendungen verfolgt werden können. So wird ein Rückgang der Umweltkonzentrationen von nicht mehr verkehrsfähigen Bioziden erwartet, während der der Verbrauch von Bioziden, die neu oder als Substitute für nicht mehr zugelassene Stoffe genutzt werden, steigen wird. Zusätzlich lassen sich aus dem Monitoring von Bioziden, die nicht mehr verkehrsfähig sind, eventuell Hinweise auf die Persistenz ableiten. Dies trifft z.B. zu, wenn kein Rückgang der Umweltkonzentration beobachtet wird, obwohl der Verbrauch sinkt und illegale Anwendungen von Altbeständen ausgeschlossen werden können. Da die Stoffe in diesem Fall aber schon nicht mehr zugelassen sind, ist der Nutzen für die Stoffbewertung nur gering.

Umgesetzt werden könnte ein solches spezifisches Biozid-Monitoringprogramm durch das Umweltbundesamt, wobei möglichst bestehende Strukturen, wie z.B. die Untersuchungen der Bundesländer im Bereich des Oberflächengewässermonitorings im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie, genutzt werden sollen.

6.2.4 Arzneimittel

Humanarzneimittel

Wie bereits im Abschnitt 5.4.4 erwähnt, gehen mögliche Umweltrisiken nicht in die Nutzen-Risiko-Analyse ein, d.h. sie haben keine Konsequenzen für die Zulassung eines Humanarzneimittels (EC 2004b, EMEA/CHMP 2006). In Fällen, in denen mögliche Umweltrisiken nicht ausgeschlossen werden können, wird lediglich verlangt, das Produkt entsprechend zu kennzeichnen (vgl. Abschnitt 6 in EMEA/CHMP 2006). Ein Nachzulassungsmonitoring ist im bestehenden Zulassungsverfahren für Humanarzneimittel nicht vorgesehen.

Auch im Rahmen des Pharmakovigilanzsystems für Humanarzneimittel gibt es bisher keine konkrete Grundlage für ein Nachzulassungsmonitoring. Laut der neuen europäischen Richtlinie (2010/84/EG, EG 2010a) und Verordnung (1235/2010, EG 2010b), die 2012 in Kraft getreten sind, sind die EU-Mitgliedstaaten aufgefordert, Maßnahmen zur Überwachung und Bewertung möglicher Umweltrisiken in Betracht zu ziehen (§ 3 der Verordnung und § 6 der Richtlinie; siehe auch Abschnitt 5.4.4). Ein von der Europäischen Kommission beauftragter Bericht über das Ausmaß möglicher Umweltrisiken wurde Ende 2013 fertiggestellt (Bio Intelligence Service 2013)[35]. Auf Basis dieses Berichts soll die Notwendigkeit von Änderungen der entsprechenden Rechtsvorschriften bewertet werden (EG 2010a, b)[36]. Es ist also möglich, dass Pharmakovigilanz

[35] Auf Grund des Freigabetermins im Jahr 2014 konnte der genannte EU-Bericht im Rahmen des Endberichtes zum NUMoRi-Projekt nicht berücksichtigt werden.

[36] Auch in der Richtlinie 2013/39/EU zu prioritären Stoffen im Bereich der Wasserrahmenrichtlinie (EU 2013a) wird in sehr ähnlicher Weise (allerdings nicht begrenzt auf Humanarzneimittel) auf mögliche Risiken eingegangen, die durch Arzneimittel in der aquatischen Umwelt entstehen (Artikel 15). Diese Risiken sollen untersucht und die Wirksamkeit des geltenden Rechtsrahmens für den Schutz der aquatischen Umwelt soll überprüft werden.

für Humanarzneimittel in Zukunft die Umwelt mit einschließt. Hier wäre auch die Implementation eines Nachzulassungsmonitorings denkbar (siehe Abschnitt 6.4).

Tierarzneimittel

Bei Tierarzneimitteln gehen Umweltrisiken in die Nutzen-Risiko-Analyse ein (EG 2001b, EMEA/CVMP 2009). Wenn ein mögliches Risiko für die Umwelt identifiziert wird, kann die Zulassung eines Tierarzneimittels mit Auflagen (Risikominderungsmaßnahmen) verbunden sein (EG 2001b; vgl. auch Abschnitt 5.4.4). Es ist jedoch nicht vorgesehen, diese Risikominderungsmaßnahmen durch ein Nachzulassungsmonitoring zu überprüfen. Auch in anderen Fällen (z.B. bei Einstufung eines Veterinärarzneimittelwirkstoffs als PBT-Substanz) ist kein Nachzulassungsmonitoring vorgesehen.

Wie im Abschnitt 5.4.4 dargestellt, schließt die Pharmakovigilanz für Veterinärarzneimittel die Umwelt mit ein. Auftretende Umweltprobleme sollen an den Hersteller oder direkt an die zuständige nationale Behörde gemeldet werden (EC 2011c; siehe Auszug in Anlage 19). Im Fall der Identifikation relevanter Umweltrisiken können Risikominderungsmaßnahmen gefordert werden (EMEA/CVMP 2008b). Außerdem können Risiken, die im Rahmen der Pharmakovigilanz erkannt werden, zur Aufhebung der Zulassung eines Veterinärarzneimittels führen (de Knecht et al. 2009). Der Fokus der Pharmakovigilanz für Veterinärarzneimittel liegt jedoch auf der Erfassung von Nebenwirkungen oder einer nicht ausreichenden Wirksamkeit von Tierarzneimitteln (BVL & PEI 2012). Ein gezieltes chemisch-analytisches Nachzulassungsmonitoring von Pharmaka in der Umwelt ist nicht vorgesehen (de Knecht et al. 2009). Außerdem gibt es kein System, um mögliche Auswirkungen von Tierarzneimitteln auf die Umwelt systematisch zu erfassen (Rechenberg et al. 2009, Tait 2009, Rönnefahrt 2013). Da die meisten durch Veterinärpharmaka verursachten Umweltprobleme ohne ein gezieltes chemisch-analytisches Monitoring und Effektmonitoring nicht erkannt werden, ist anzunehmen, dass nur wenige der tatsächlich durch Veterinärpharmaka verursachten Probleme in der Umwelt über die Pharmakovigilanz erfasst werden. Falls Auswirkungen auf die Umwelt festgestellt werden, ist außerdem davon auszugehen, dass es in den meisten Fällen nicht möglich sein wird, diese auf die Anwendung eines spezifischen Tierarzneimittels zurückzuführen (Tait 2009, Rönnefahrt 2011, Holm et al. 2013). Diese Situation könnte durch die Implementation eines gezielten Nachzulassungsmonitorings deutlich verbessert werden (siehe Abschnitt 6.4).

6.3 Aspekte der Umsetzung eines Nachzulassungsmonitorings für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe für ausgewählte Fragestellungen

6.3.1 Generelle Aspekte

In den vorherigen Abschnitten wurde dargelegt, dass derzeit nur in der Pflanzenschutzmittel-Zulassungsverordnung (Verordnung (EG) Nr. 1107/2009, EG 2009a) die Möglichkeit eines Nachzulassungsmonitorings vorgesehen ist. Aus diesem Grund wird in den folgenden Abschnitten konkret die Umsetzung des Nachzulassungsmonitorings für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe betrachtet. Die Bearbeitung der im Folgenden berücksichtigten Szenarien erfolgte in enger Absprache mit dem UBA.

Die Verantwortung für die Organisation und Finanzierung des Nachzulassungsmonitorings für Pflanzenschutzmittel liegt im Allgemeinen beim Zulassungsinhaber (als Bedingung im Zulassungsbescheid).

Das Nachzulassungsmonitoring sollte qualitätsgesichert durchgeführt werden. Während Anmeldestudien für Pflanzenschutzmittel (inklusive Feldversuche) nach den Grundsätzen der „Guten Laborpraxis“ (GLP; Chemikaliengesetz 2013) durchgeführt werden, finden Umweltmonitoring-Untersuchungen im Kontext gesetzlicher Regelungen (z.B. Oberflächengewässerverordnung) im Rahmen einer Akkreditierung nach DIN EN ISO/IEC 17025 (2005) statt. Die Schwerpunkte beider Systeme liegen etwas unterschiedlich: während im GLP-Kontext die Dokumentation und Nachvollziehbarkeit im Vordergrund stehen, haben bei akkreditierten Untersuchungen insbesondere die Richtigkeit und Genauigkeit der Analytik einen besonders hohen Stellenwert. Beide Systeme umfassen die gesamten Untersuchungen von den Probenahmen über die Analytik bis zur (statistischen) Datenauswertung und Berichterstellung. Es wird empfohlen, dass beim Nachzulassungsmonitoring eines dieser Qualitätssicherungssysteme zur Anwendung kommt.

6.3.2 PBT-(Verdachts-)Stoffe

Im Rahmen eines Nachzulassungsmonitorings können Hinweise auf mögliche persistente oder bioakkumulierende Eigenschaften eines Pflanzenschutzmittelwirkstoffs bestätigt oder widerlegt werden. Allerdings ist die Nutzung von Daten aus dem Monitoring im Rahmen der PSM-Bewertung und der Umsetzung der Regelungen nur teilweise spezifiziert. So gibt es Vorgaben zur Bewertung des Ferntransportpotenzials von Wirkstoffen auf Basis von Monitoringdaten sowie zur Berücksichtigung von Ergebnissen aus dem Grundwassermonitoring (siehe auch Anlage 11, Abschnitt 2.2.2). Für die Bewertung der Aspekte Bioakkumulation und Persistenz wird für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe aber keine vollständige und klaren Kriterien folgende *weight-of-evidence*[37]-Bewertung durchgeführt (Solomon et al. 2013).

Wenn ein Pflanzenschutzmittelwirkstoff (z.B. durch Daten aus einem Nachzulassungsmonitoring) als persistent oder bioakkumulierend identifiziert wird, kann das Folgen für die Zulassung haben. Genehmigungen für Wirkstoffe können zurückgezogen werden, wenn neue wissenschaftliche Erkenntnisse eine Umweltgefährdung als relevant erscheinen lassen. Stoffe, die als PBT oder vPvB identifiziert wurden, können nicht als Pflanzenschutzmittelwirkstoffe genehmigt werden (EG 2009a, Anhang II, Abschnitte 3.7.2, 3.7.3 und 4.4.4).

6.3.3 Gefahr eines Eintrags in das Grundwasser

Auslöser

Ein wichtiger Aspekt bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ist die mögliche Gefahr eines Eintrags der Stoffe in das Grundwasser und/oder Drainagewasser (vgl. Tab. 36). Dementsprechend sind hierfür bereits seit längerem Strategien zur Untersuchung und Risikominderung etabliert.

[37] Zur Erläuterung des Begriffs weight-of-evidence s. Fußnote 19 in Kap. 4

Ein Grundwassermonitoring für Wirkstoffe in zugelassenen Mitteln kann in begründeten Ausnahmefällen als Nachzulassungsmonitoring gefordert werden. Auslöser hierfür sind nach Aden et al. (2002) beispielsweise Hinweise auf die Möglichkeit einer Grundwassergefährdung aufgrund spezieller Stoffeigenschaften, Besonderheiten bei den vorgelegten Studien (z. B. Extrapolation von Lysimeterergebnissen auf andere Aufwandmengen, Anwendungszeitpunkte oder Kulturen) oder spezielle Anwendungsgebiete bzw. -bedingungen (z. B. Anwendung auf Gleisanlagen, Wegen und Plätzen oder Nichtkulturland).

Vorgehensweise

Die folgende Tabelle, die auf Basis der Leitlinie von Aden et al. (2002) erstellt wurde, fasst verschiedene Aspekte bei der Umsetzung eines solchen Grundwassermonitorings strukturiert zusammen.

Tab. 37 Aspekte bei der Umsetzung eines Nachzulassungsmonitorings für Grundwasser[a].

Aspekt	Umsetzung / Operationalisierung	Kommentar
Rechtliche Grundlage	Als Bedingung der Zulassungsgenehmigung nach EG 1107/2009 (EG 2009a) und EU 546/2011 (EU 2011d)	-
Mögliche Auslöser eines Nachzulassungsmonitorings	z.B. Klärung von Unsicherheiten im Hinblick auf potenzielle Risiken (z.B. für andere geografische Situationen); Überprüfung der Wirksamkeit von Risikominderungsmaßnahmen	Unsicherheiten können z. B. durch Extrapolation von Lysimeter-ergebnissen auf andere Aufwand-mengen, Anwendungszeitpunkte oder Kulturen entstehen.
Umfang des Monitorings	Mehrere Untersuchungsflächen	GIS-gestützte Identifizierung[b] von geeigneten Untersuchungsgebieten, die hinsichtlich des Versickerungs-potenzials des Wirkstoffes und seiner relevanten Metaboliten einen „*realistic worst case*" darstellen.
Untersuchungsgebiete	Untersuchungen nur in Gebieten, in denen der Wirkstoff nachweislich über einen längeren Zeitraum eingesetzt wurde bzw. während des Monitorings angewendet wird; die Zielflächen müssen im Anstrom der Probenahmestellen liegen; Kenntnisse der hydrogeologischen Verhältnisse sind Voraussetzung; Vorkommen möglichst hoher Grundwasserstände: In Porengrundwasserleitern sollte der Flurabstand < 10 m betragen (möglichst 1-3 m)	Untersuchungen sollten in Anbaugebieten mit einem hohen Flächenanteil der zu behandelnden Kultur und der entsprechend behandelten Flächen durchgeführt werden.
Art der Proben	Entnahme von Wasserproben aus dem obersten Grundwasserleiter; Nutzung von bestehenden Förderbrunnen/Messstellen oder Setzung neuer Pegel; Probenahme, Analyse und Dokumentation gemäß dem Stand der Technik; mindestens monatliche Probenahmen	Die Konzentration im obersten Grundwasserleiter ist entscheidungs-relevant.

Aspekt	Umsetzung / Operationalisierung	Kommentar
Bewertung der Ergebnisse des Monitorings	Bewertung der Konzentrationszeitreihen	Es werden nur Resultate berücksichtigt, die auf bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung beruhen.
Bewertungskriterien für Monitoringergebnisse	Überschreiten von Schwellenwerten im Grundwasser, z.B. 0,1 ug/L für Wirkstoffe und ökotoxikologisch relevante Transformationsprodukte; 10 ug/L für nicht relevante Transformationsprodukte	-
Untersuchungsdauer	Das Monitoring muss grundsätzlich über mindestens 4 Jahre erfolgen.	Ein jährlicher Zwischenbericht ist der Zulassungsbehörde vorzulegen; auf Basis der Zwischenergebnisse kann sich eine Modifizierung des Versuchsdesigns als sinnvoll erweisen.
Mögliche Konsequenzen des Monitorings	Erteilung von Auflagen bzw. Anwendungsbestimmungen, unter Umständen auch Widerruf der Zulassung/Nichterteilung einer neuen Zulassung	Beispiel für Auflagen: Risikominderungsmaßnahmen beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (z.B. Reduzierung der Aufwandmenge oder Bepflanzung von Randstreifen; Bereswill et al. 2014)
Kostenträger	Anmelder	-
Hinweise zur Umsetzung / Leitlinien	Schutz des Grundwassers vor Pflanzenschutzmitteleinträgen: Leitlinie zur Aufklärung von Funden und zur Durchführung von zulassungsbegleitenden Monitoringstudien (Aden et al. 2002)	

a) auf Basis von Aden et al. (2002). b) GIS - Geoinformationssystem.

Bei der Umsetzung des Monitorings sollten gut dokumentierte Verfahren verwendet werden (z.B. DIN- oder ISO-Normen). Die in Tab. 38 aufgeführten Richtlinien enthalten Hinweise, die bei der Durchführung eines Nachzulassungsmonitorings von Grundwasser genutzt werden können (Beprobung und Analytik; aktualisiert nach Aden et al. 2002).

Tab. 38 Übersicht über Richtlinien, die für die Durchführung eines Nachzulassungsmonitorings von Grundwasser relevant sind (Auswahl; aktualisiert nach Aden et al. 2002).

Richtlinien mit Relevanz für Grundwasseruntersuchungen
DIN 38402-13 (1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Allgemeine Angaben (Gruppe A); Probenahme aus Grundwasserleitern (A 13). Beuth Verlag, Berlin
DIN EN ISO 5667-1 (2007): Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 1: Anleitung zur Erstellung von Probenahmeprogrammen und Probenahmetechniken (ISO 5667-1:2006); Deutsche Fassung EN ISO 5667-1:2006. Beuth Verlag, Berlin
DIN EN ISO 5667-3 (2013): Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 3: Konservierung und Handhabung von Wasserproben (ISO 5667-3:2012); Deutsche Fassung EN ISO 5667-3:2012. Beuth Verlag, Berlin
DIN ISO 5667-14 (2013): Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 14: Anleitung zur Qualitätssicherung bei der Entnahme und Handhabung von Wasserproben (ISO 5667-14:1998)

Richtlinien mit Relevanz für Grundwasseruntersuchungen
ISO 5667-11 (2009): Water quality - Sampling - Part 11: Guidance on sampling of groundwaters (keine deutsche Version verfügbar)
Deutsche Forschungsgemeinschaft (1999): Mitteilung 3: "Validierung der Verfahren zur Rückstandsanalyse von Pflanzenschutzmitteln". ISBN 3-527-27592-4. Wiley-VCH, Weinheim
DVGW W 108 (2003): Messnetze zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Wassergewinnungsgebieten. Technische Regel. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, Dezember 2003
DVGW W 112 (2011): Grundsätze der Grundwasserprobennahme aus Grundwassermessstellen. Technische Regel. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, Dezember 2011
DVGW W 115 (2008): Bohrungen zur Erkundung, Gewinnung und Beobachtung von Grundwasser. Technische Regel. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, Juli 2008
DVGW-W 121 (2003): Bau und Ausbau von Grundwassermessstellen. Arbeitsblatt. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, Juli 2003
DVGW-W 129 (2012): Eignungsprüfung von Grundwassermessstellen. Technische Regel. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, Mai 2012
DVGW W 254 (1988): Grundsätze für Rohwasseruntersuchungen. Technische Regel. Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, April 1988
Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, erstellt durch den LAWA-Arbeitskreis „Optimierung des Grundwasserdienstes“ (2000): Empfehlungen zur Konfiguration von Meßnetzen sowie Bau und Betrieb von Grundwassermeßstellen (qualitativ). 1. Auflage, Kulturbuchverlag Berlin

Der grobe Ablauf eines Nachzulassungsmonitorings für Grundwasser ist in

Abb. 13 dargestellt. Details zur Umsetzung des Grundwassermonitorings enthält ein Auszug aus Aden et al. (2002), der in Anlage 20 dokumentiert wird.

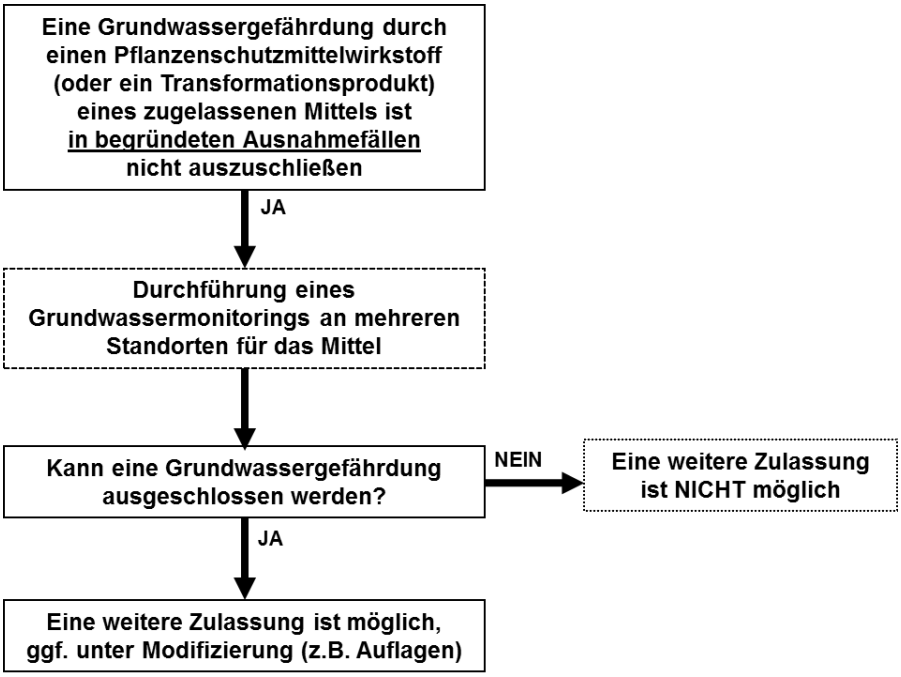

Abb. 13 Flussschema Grundwassermonitoring für Wirkstoffe in zugelassenen Mitteln (nach Aden et al. 2002).

Da nur eine begrenzte Auswahl von Standorten im Nachzulassungsmonitoring untersucht werden kann, sind insbesondere Regionen zu berücksichtigen, die bei der vorgesehenen Anwendung hinsichtlich des Versickerungspotenzials des Wirkstoffes und seiner relevanten Metaboliten einen „*realistic worst case*“ darstellen. Dies ist nach Aden et al. (2002) z.B. gegeben für

- bestimmte Bodenarten (sandig, bindig - Schrumpfrisse; schluffig - Makroporen),
- Qualität des Niederschlags (Menge, Verteilung im Jahr, Höhe der Sickerwasserspende),
- Art des Grundwasserleiters (Poren, Kluft oder Karst),
- besondere Bewirtschaftungsweisen oder
- bestimmte örtliche Gegebenheiten.

In Abhängigkeit von der Untersuchungstiefe kann das Grundwassermonitoring unterteilt werden in ein Monitoring des oberen Grundwassers sowie des tieferen Grundwassers (Cornelese et al. 2003). Bei der Auswahl von Probenahmestellen gilt nach Aden et al. (2002) aber, dass der oberste Grundwasserleiter beprobt werden muss, da dieser entscheidungsrelevant ist.

Im Allgemeinen finden die Untersuchungen an einer kleinen Anzahl von Flächen statt, die aber unterschiedliche, hinsichtlich einer Versickerung relevante Bodenarten berücksichtigen soll (Aden et al. 2002). Es erscheint zielführender, nur wenige Flächen mit einer größeren Detailschärfe und Parameteranzahl zu untersuchen, als viele Flächen mit nur geringem Messumfang (Cornelese et al. 2003).

Die Auswahl der Messstellen sollte durch Nutzung von Geoinformationssystemen (GIS) erfolgen. GIS-Anwendungen wurden für verschiedene Fragestellungen entwickelt und stehen dem Umweltbundesamt als Ergebnis verschiedener Projekte zur Verfügung. Beispielsweise kann die für die Auswertung von Grundwasserfunden entwickelte Geodatenbank (Karl et al. 2013; siehe unten) genutzt werden, um den „*worst case*“-Charakter von Messstellen bzw. ihrer Einzugsgebiete bezogen auf die Eintragspfade Flächenversickerung und Makroporentransport zu bewerten. Das ist u.a. Ziel des vom Umweltbundesamt im Jahr 2013 beauftragten Gutachtens „Erweiterung der Geodatenbank MoP-GW zur Auswertung von PSM-Funden im Grundwasser im Rahmen von Monitoring und Fundaufklärungsverfahren“. Die Ergebnisse der Auswertungen der erweiterten Datenbank können auch genutzt werden, um die Eignung von Regionen mit Funden im Hinblick auf die Durchführung von Monitoringstudien zu beurteilen.

Eine weitere Möglichkeit zur Identifizierung von möglichen Probenahmeregionen für das Nachzulassungsmonitoring auf Basis von Geodaten bieten die Ergebnisse des derzeit laufenden GERDA-Projekts (FKZ 3711 63 427, ‚GERDA - German Runoff, erosion and Drainage risk Assessment‘). Im Rahmen des GERDA-Projekts wurde die Verteilung der austragsbestimmenden Bodeneigenschaften in Deutschland auf Basis der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000) bestimmt.

Nutzung vorhandener Monitoringprogramme

Da Grundwasseruntersuchungen auch im Rahmen des allgemeinen Umweltmonitorings sowie der Rohwasserüberwachung für die Trinkwasserproduktion erfolgen, können hierüber Daten

zu Grundwasserfunden von PSM-Wirkstoffen oder Metaboliten erhalten werden. Beim Umweltbundesamt erfolgt hierzu eine geodatengestützte Auswertung solcher in Monitoringprogrammen erfassten und an das Umweltbundesamt gemeldeten PSM-Funde im Grundwasser (UBA-Vorhaben FKZ 360 03 052 ‚GIS-gestützte Auswertung von PSM-Funden im Grundwasser im Rahmen von Monitoring und Fundaufklärungsverfahren: Entwicklung einer zusammenführenden Geodatenbank - zeitliche und räumliche Analyse der Funddaten in Deutschland zur Identifizierung des Risikos für das Grundwasser am Beispiel des Wirkstoffs Bentazon sowie Ableitung von Bewertungsstrategien und Entscheidungskriterien'; Karl et al. 2013). Diese Datenbank erlaubt eine deutschlandweite räumliche und zeitliche Analyse der Funddaten zur Identifizierung des Risikos für das Grundwasser und ermöglicht die Ableitung von Bewertungsstrategien und Entscheidungskriterien. Für den Wirkstoff Bentazon wurden beispielsweise von Karl et al. (2013) Untersuchungsergebnisse für ca. 2100 Grundwasserproben von 415 Messstellen aus dem Zeitraum 1988 bis 2010 in der Datenbank erfasst, wobei an fast 230 Messstellen Konzentrationen über dem zulässigen Grenzwert von 0,1 µg/L nachgewiesen wurden.

Die weitere Vorgehensweise bei Funden von PSM-Rückständen in Grundwasser-Monitoring-programmen wird ebenfalls von Aden et al. (2002) dargelegt. Auslöser für die Fundaufklärung sind Grundwasserkonzentrationen des Wirkstoffs oder eines ökotoxikologisch relevanten Transformationsprodukts von > 0,1 µg/L oder eines nicht relevanten Metaboliten von > 10 µg/L. Falls es sich um Rückstände aus der sachgemäßen Anwendung des PSM-Produkts handelt, ist die Ursache zu identifizieren.

6.3.4 Persistenz im Boden

Nach Rücksprache mit dem Auftraggeber ist die Forderung eines Nachzulassungsmonitorings zur Untersuchung der Persistenz von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen im Boden weniger relevant, da dieser Aspekt im Rahmen der Zulassungsuntersuchungen abgedeckt wird (siehe aber Solomon et al. 2013 zu Schwachstellen, z.B. den fehlenden Leitlinien zur Auswertung von Bodenabbaustudien). Deshalb werden hier nur einige grundlegende Überlegungen präsentiert, aber es erfolgt keine detaillierte Bearbeitung.

Theoretisch ist auch die Nutzung von existierenden Bodenmonitoringprogrammen für die Untersuchung der Persistenz von PSM-Wirkstoffen im Boden möglich. Diese Möglichkeit wird hier an einigen Beispielen diskutiert. Informationen zu Bodenmonitoringprogrammen wurden in Kap. 2 recherchiert und zusammengestellt.

Das Institut für Agrarklimaschutz des Thünen-Instituts (TI) in Braunschweig führt derzeit die Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) durch. In einem systematischen Raster von 8 x 8 km werden auf rund 3200 Standorten standardisiert Bodenproben entnommen. Die deutschlandweite Inventur dient aber nur der Ermittlung der Bodenkohlenstoffvorräte landwirtschaftlich genutzter Böden. Aus Akzeptanzgründen wurde eine Nutzung der Proben für andere Fragestellungen ausgeschlossen. Da es sich nur um eine einmalige Untersuchung handelt, wäre eine Nutzung für die hier diskutierte Fragestellung aber in jedem Falle nur begrenzt möglich.

Im Prinzip besteht auch die Möglichkeit, auf Untersuchungen von Bodendauerbeobach-tungsflächen zurückzugreifen, die von den Bundesländern betrieben werden und auch

teilweise landwirtschaftliche Flächen umfassen. Geeignet für ein solches Monitoring sind nur Flächen, für die dokumentiert ist, welche Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in welcher Menge in den letzten Jahren verwendet wurden. Da Bodenprobenahmen in diesen Programmen auch nur selten erfolgen (meistens jährlich oder fünfjährlich), wäre eine Abschätzung des Abbaus und Verbleibs eines Wirkstoffs nur sehr grob möglich. Derzeit werden auf Bodendauerbeobachtungsflächen auch nur nicht mehr zugelassene Pflanzenschutzmittelwirkstoffe untersucht. Um aktuelle Wirkstoffe abzudecken, wären spezielle zusätzliche Untersuchungen erforderlich. In Anbetracht der teilweise großen Zeitabstände zwischen den Beprobungen läge aber vermutlich ein langer Zeitraum zwischen der Zulassung eines Pflanzenschutzmittelwirkstoffs und der Identifizierung eines potenziellen Umweltrisikos. Dies lässt eine Nutzung der Bodendauerbeobachtungsflächen für ein Nachzulassungsmonitoring wenig praktikabel erscheinen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass eine Nutzung von Daten oder Proben aus existierenden Bodenmonitoringprogrammen für die Untersuchung der Persistenz von PSM-Wirkstoffen im Boden derzeit als nicht relevant erscheint. Somit sind für diese Fragestellung spezifische Studien durchzuführen.

Die Durchführung eines möglichen Nachzulassungsmonitorings zur Untersuchung der Persistenz im Boden sollte sich weitgehend an den Studien orientieren, die im Rahmen der PSM-Zulassung vorzulegen sind. In einer Mitteilung der Kommission im Rahmen der Durchführung der Verordnung (EU) Nr. 283/2013 (EU 2013b) wird hierzu eine Methode aufgeführt (OCSPP 835.6100: Terrestrial field dissipation, U.S. EPA 2008). Mit diesem Protokoll soll das Abbau- und Verteilungsverhalten von PSM-Wirkstoffen unter realen Bedingungen im Feld bestimmt werden. Hierbei können sowohl chemische und biologische Prozesse (z.B. Hydrolyse, Photolyse, mikrobielle Transformation) als auch Verlagerungsprozesse (z.B. Verflüchtigung, Leaching, Aufnahme in Pflanzen) eine Rolle spielen. Je nach Fragestellung ist die Größe der Untersuchungsflächen anzupassen. In U.S. EPA (2008) werden Vorgaben für die Durchführung gemacht bzw. es wird auf Referenzen verwiesen (für großflächige Feldstudien z.B. auf U.S. EPA 1985). Weitere Hinweise sind auch bei Lynch (1995) zu finden.

6.3.5 Gefahr eines Eintrags in Oberflächengewässer über Run-off

Auslöser

Während und nach der Ausbringung (Applikation) von Pflanzenschutzmitteln können auch Einträge auf Nichtzielflächen, d.h. in angrenzende Flächen und Oberflächengewässer (*edge-of-field surface waters*) erfolgen. Feldstudien haben gezeigt, dass es hierdurch zu lang anhaltenden Effekten von Pflanzenschutzmitteln in feldnahen Gewässern kommen kann (z.B. Liess et al. 2005). Deshalb sollte – sofern Unsicherheiten bestehen – von den Zulassungsbehörden ein chemisches oder biologisches Monitoring in diesen Gewässern gefordert werden (EFSA 2013c).

Insbesondere bei Starkregenereignissen können Pflanzenschutzmittelrückstände durch Oberflächenabfluss (Run-off) und Wassererosion (Abtrag von Boden und daran adsorbierten Wirkstoffen) in angrenzende Flächen und Wasserkörper gelangen. Unter Run-off wird der Teil des Niederschlages verstanden, der auf der Bodenoberfläche abfließt, ohne vorher in den Boden einzudringen. Das Ausmaß eines möglichen Run-offs hängt beispielsweise von der Rauheit der Bodenoberfläche, der Bodenverdichtung, der Art der Bepflanzung bzw. Bodenbedeckung und den Versickerungseigenschaften des Bodenkörpers (Infiltrationsrate) ab.

Außerdem spielen die topographischen Gegebenheiten (z.B. Hangneigung und -länge) sowie der Zeitraum zwischen PSM-Applikation und Regenereignis (Klöppel et al. 1997) eine Rolle. Auch bestimmte Wettersituationen wie z.B. die Schneeschmelze auf gefrorenem Boden können den Run-off beeinflussen.

Experimentelle Untersuchungen (künstliche erosive Beregnung) zum Run-off ergaben, dass der durch Run-off bedingte Austrag von Pflanzenschutzmitteln auf stark durchlässigen Böden mit hohem Steingehalt gering ist. Hoch ist dagegen die Gefährdung auf leicht verschlämmbaren Böden, die bei der Applikation von Pflanzenschutzmitteln schon stark mit Wasser gesättigt sind und bei denen bei anschließendem Regen schon relativ früh ein Oberflächenabfluss einsetzt (Klöppel et al. 1997).

Auch die Stoffeigenschaften spielen beim Run-off eine Rolle. Wirkstoffe mit hoher Wasserlöslichkeit (> 500 mg/L) und niedrigen K_{oc}-Werten (< 100 - 200 L/kg) werden vorwiegend in der Wasserphase ausgetragen. Nur gering wasserlösliche und stark sorbierende Wirkstoffe können bei Starkregen in hohem Maße an Bodenpartikel adsorbiert ausgetragen werden (Klöppel et al. 1997). Der größte Gesamtaustrag ist für Stoffe mit K_{oc}-Werten von 100 - 200 L/kg zu erwarten.

In diesem Abschnitt werden Run-off und die hierdurch verursachte Wassererosion gemeinsam betrachtet, d.h. es wird sowohl der Austrag über die wässrige als auch über die partikuläre Phase berücksichtigt.

Ein Monitoring zum Eintragspfad „Run-off in Oberflächengewässer“ erfordert eine ereignisbezogene Probenahme in typischen *edge of field*-Gewässern. Ziel der Untersuchungen ist, die auf Modellen beruhende Expositionsabschätzung zu überprüfen und gegebenenfalls eine Verfeinerung zu ermöglichen.

Durch das Monitoring von Run-off-Situationen soll gezeigt werden können, wie hoch die Exposition ist und wie sie sich auf die Teilkompartimente Wasserphase, abgeschwemmte Erosionspartikel und Gewässerschwebstoffe sowie Sediment verteilt.

Für eine regulatorische Rückkopplung der im Nachzulassungsmonitoring erhobenen Daten in das Zulassungsverfahren sollte ein Konzept des Nachzulassungsmonitorings für Run-off auch den Aspekt Effektmonitoring mit einbeziehen. Da das Thema Effektmonitoring aber nicht Inhalt des aktuellen Vorhabens ist, wird es hier nur kurz angesprochen (vorwiegend Hinweise auf Effektmonitoring-Summenparameter). Ein spezifisches Effektmonitoring sollte dann entsprechend der Wirkungsweise des zu untersuchenden Stoffes und angepasst an die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Spezies konzipiert werden.

Die hier für das Szenario Run-off diskutierte Umsetzung eines Nachzulassungsmonitorings ist im Prinzip auch auf weitere Fragestellungen übertragbar (z.B. auf Untersuchungen zu Einträgen von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Spraydrift oder Drainage).

Vorgehen

Die folgende Tabelle fasst verschiedene Aspekte bei der Umsetzung eines Run-off-Monitorings zusammen. Die Übersicht wurde entsprechend dem Vorgehen beim Nachzulassungsmonitoring von Grundwasser strukturiert (auf Basis von Aden et al. 2002, siehe Abschnitt 6.3.3). Für die

Umsetzungshinweise wurden insbesondere die Publikationen von Klöppel et al. (1997), Bereswill & Schulz (2011) und Bereswill et al. (2013) ausgewertet.

Tab. 39 Aspekte bei der Umsetzung eines Nachzulassungsmonitorings für Run-off-Szenarien.

Aspekt	Umsetzung / Operationalisierung	Kommentar
Rechtliche Grundlage	Als Bedingung der Zulassungsgenehmigung nach EG 1107/2009 (EG 2009a) und EU 546/2011 (EU 2011d)	-
Mögliche Auslöser eines Nachzulassungsmonitorings	z.B. Klärung von Unsicherheiten im Hinblick auf potenzielle Risiken (z.B. für andere geografische Situationen); Überprüfung der Wirksamkeit von Risikominderungsmaßnahmen	Unsicherheiten können z. B. bei stärker adsorbierenden Stoffen hinsichtlich des Ausmaßes eines Austrags vom Acker durch Run-off-bedingte Erosion auftreten.
Umfang des Monitorings	mehrere Untersuchungsflächen	GIS-gestützte Identifizierung[a)] von geeigneten Untersuchungsgebieten, die hinsichtlich des Run-off-Potenzials des Wirkstoffes und seiner relevanten Metaboliten einen „*realistic worst case*“ darstellen.
Untersuchungsgebiete	Untersuchungen in Gebieten, in denen der Wirkstoff während des Monitorings angewendet wird, sowie von Referenzsituationen oder in Referenzgebieten, falls auch Effekte untersucht werden (zeitlich vor der 1. Applikation oder zusätzlich in einem nahegelegenen Feld in derselben Region, z.B. oberhalb am untersuchten Graben/Bach gelegen); Kenntnisse der (hydro)geologischen Verhältnisse sind Voraussetzung; Flächencharakteristik, die eine Run-off-Situation als realistisch erscheinen lässt (keine Extrem-situationen wie Steillagen); Ggf. sind auch die entsprechenden gemäß der Zulassung / Anwendungsbestimmungen geforderten Risikominderungsmaßnahmen durchzuführen (z.B. Randstreifenbepflanzung)	Ausreichend großes Feld, auf dem der Wirkstoff entsprechend seiner Zulassung angewendet wird (ggf. mit einer entsprechenden Kultur im geeigneten Wuchsstadium bepflanzt); Andere Einflüsse auf das Gewässer sind möglichst auszuschließen (z.B. Einleitungen aus Kläranlagen, Ausbringung von Gülle) oder als Kovariablen zu erfassen.
Art der Proben	Entnahme von Oberflächengewässerproben: Wasserphase, Schwebstoffe und/oder Sedimente; Probenahme, Analyse und Dokumentation gemäß dem Stand der Technik; ereignisbezogene Probe-nahmen für die Analytik (z.B. bei Starkregenfällen kurz nach der Applikation)	Je nach Fragestellung und Gewässertyp

Aspekt	Umsetzung / Operationalisierung	Kommentar
	Proben von Organismen für ein Effektmonitoring: Probenahme nach wahrscheinlich erfolgten Einträgen zur Erfassung akuter Effekte, außerdem regelmäßige langfristige Beprobung zur Erfassung chronischer oder verzögerter Effekte sowie der Wiedererholung	Abundanzen, Artenspektren, Emergenz, Drift, ggf. spezifische Effekte auf Gewässerorganismen (z.B. Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Gammariden; bei Herbiziden ggf. Aufwuchsalgen, Makrophyten (Photosyntheseaktivität) entsprechend dem Wirkspektrum des Mittels; beim Effektmonitoring sollte möglichst die gesamte Erholungsphase und auch die Möglichkeit verzögerter Effekte (z. B. über Untersuchung der Emergenz) abgedeckt werden.
Bewertung der Ergebnisse des Monitorings	Bewertung der Konzentrationszeitreihen, Populationsdynamiken, Struktur von Lebensgemeinschaften	Es werden nur Resultate berücksichtigt, die auf bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung beruhen.
Bewertungskriterien für Monitoringergebnisse	Überschreiten von Schwellenwerten, z.B. der im Dossier abgeleiteten RAC (Regulatorisch Akzeptable Konzentration) für Wirkstoffe und ökotoxikologisch relevante Transformationsprodukte, die für die Risikoabschätzung verwendet wurde	-
	Unterschiede zwischen unterschiedlich belasteten Probenahmestandorten in Bezug auf ökologische Endpunkte; Korrelation mit Belastung	
Untersuchungsdauer	Ein chemisch-analytisches Monitoring sollte mindestens 4 bis 6 relevante Eintragsereignisse in mindestens 2 Jahren an mindestens 2 Standorten abdecken; für ein Effektmonitoring sollten mindestens 6 Standorte genutzt werden, um mögliche Effekte auf das Pflanzenschutzmittel zurückführen zu können.	Ein jährlicher Zwischenbericht ist der Zulassungsbehörde vorzulegen; auf Basis der Zwischenergebnisse kann sich eine Modifizierung des Versuchsdesigns als sinnvoll erweisen.
Mögliche Konsequenzen des Monitoring	Erteilung von Auflagen bzw. Anwendungsbestimmungen, unter Umständen auch Widerruf der Zulassung/Nichterteilung einer neuen Zulassung	Beispiel für Auflagen: Risikominderungsmaßnahmen bei der Anwendung des Produkts
Kostenträger	Anmelder beim produktbezogenen Nachzulassungsmonitoring	Ggf. Behörden oder Forschungseinrichtungen für ein generelles Monitoring zur Überprüfung des mit der Zulassungspraxis erreichten Schutzniveaus.
Hinweise zur Umsetzung / Leitlinien	Bereswill et al. (2013), U.S. EPA (1985)	

a) GIS - Geoinformationssystem.

Bei der Umsetzung des Monitoring sollten – sofern verfügbar – gut dokumentierte Verfahren verwendet werden (z.B. DIN- oder ISO-Normen). Die Tab. 40 aufgeführten Richtlinien bzw.

Publikationen enthalten Hinweise, die bei der Durchführung von Run-off-Untersuchungen genutzt werden können (Beprobung und Analytik).

Hinsichtlich des Effektmonitorings wird auf einem Bericht von Hommen (2004) verwiesen. Darin wurden ca. 40 wichtige, in Deutschland durchgeführte Monitoringstudien zu Effekten von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen aus dem Zeitraum von ca. 1990 - 2004 zusammengestellt. Die Studien wurden in Bezug auf Fragestellung, Ansatz und Methoden, gefundene Effekte sowie die mögliche Bedeutung für das Zulassungsverfahren von PSM ausgewertet. Berücksichtigt wurden neben tatsächlichen Monitoringstudien auch einige großflächige Feldversuche. Die Studie umfasst neben dem chemischen Monitoring auch eine Reihe von ökotoxikologischen Monitoringansätzen (Messung der Wirkung auf Organismen direkt im Feld oder mit Proben im Labor) und ökologischen Untersuchungen (z.B. Vergleich von Populationsdichten, Populationsstrukturen, Artenspektren oder detaillierteren Beschreibungen der Struktur von Lebensgemeinschaften). In einer Reihe der von Hommen (2004) recherchierten Studien lag der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Erfassung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Gewässer. Effekte solcher Einträge auf Organismen wurden in den Untersuchungen aber, wenn überhaupt, nur in kleineren Begleitprojekten erfasst.

Tab. 40 Übersicht über Richtlinien und Publikationen, die für die Durchführung eines Nachzulassungsmonitorings von Run-off-Szenarien relevant sind.

Richtlinien zu Untersuchungen von Run-off-Szenarien
U.S. EPA (1985) Field Agricultural Runoff Monitoring (FARM) Manual. Authors: Smith, C.N., D.S. Brown, J.D. Dean, R.S. Parrish, R.F. Carsel, and A.S. Donigan, Jr. EPA 600/3-85/043. United States Environmental Protection Agency, Athens, GA, USA. http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=30000JM5.TXT
Publikationen zu Untersuchungen von Run-off-Szenarien
Berenzen N, Lentzen-Godding A, Probst M, Schulz H, Schulz R, Liess M 2005. A comparison of predicted and measured levels of runoff related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level. Chemosphere 58:683–691
Bereswill R, Streloke M, Schulz R 2013. Current-use pesticides in stream water and suspended particles following runoff: exposure, effects, and mitigation requirements. Environ Toxicol Chem 32:1254-1263
Bischoff G, Rodemann B, Pestemer W (2003): Entry of pesticides into surface waters - new results of the Lamspringe run-off monitoring project 1999 - 2001. In: Pesticide in air, plant, soil & water system. Editors: A.A.M. Del Re, E.Capri, L. Padovani, M. Trevisan. Proceedings of the XII. Symposium Pesticide Chemistry, June 4 6, 2003, Piacenza - Italia, 849-856
Bischoff G, Pestemer W, Rodemann B, Küchler T (2003): Monitoring of terbuthylazine in surface waters adjacent to maize fields with potential run-off to prove the efficacy of vegetated buffer zones - test sites in Northern Germany. In: Pesticide in air, plant, soil & water system. Editors: A.A.M. Del Re, E.Capri, L. Padovani, M. Trevisan. Proceedings of the XII. Symposium Pesticide Chemistry, June 4 6, 2003, Piacenza - Italia, 841-848
Schmidt H, Stähler M, Schenke D (1995): Umweltmonitoring für Pflanzenschutzmittel im Land Brandenburg III. Ergebnisse und Schlußfolgerungen. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 47 (11), 279-286
Schulz R, Hausschild M, Ebeling M, Nanko-Drees J, Wogram J, Liess M 1998. A qualitative field method for monitoring pesticides in the edge-of-field runoff. Chemosphere 36:3071–3082
Publikationen zum Effektmonitoring im Rahmen von Run-off-Untersuchungen
Berenzen N, Kumke T, Schulz H, Schulz R 2005. Macroinvertebrate community structure in agricultural streams: Impact of runoff-related pesticide contamination. Ecotox Environ Safe 60:37–46
Bereswill R, Streloke M, Schulz R 2013. Current-use pesticides in stream water and suspended particles following runoff: exposure, effects, and mitigation requirements. Environ Toxicol Chem 32:1254-1263
Schäfer RB, Caquet T, Siimes K, Mueller R, Lagadic L, Liess M 2007. Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. Sci Total Environ 382, 272–285
Rasmussen JJ, McKnight US, Loinaz MC, Thomsen NI, Olsson ME, Bjerg PL, Binning PJ, Kronvang B 2013. A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams, Sci Total Environ 442, 420-431
Beketov MA, Foit K, Schäfer RB, Schriever CA, Sacchi A, Capri E, Biggs J, Wells C, Liess M 2009. SPEAR indicates pesticide effects in streams--comparative use of species- and family-level biomonitoring data. Environ Pollut 157, 1841-1848

Richtlinien zum Effektmonitoring im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie
Qualitätssicherung biologischer Untersuchungen unter dem Aspekt der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (2005). Gemeinsames Konzept des Unterausschusses „Biologische Bewertung in Fließgewässern und Interkalibrierung" der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), des Umweltbundesamtes (UBA), des DGL-Arbeitskreis Qualitätssicherung sowie der Qualitätssicherungsstelle des Bund/Länder-Messprogramms Nord- und Ostsee am UBA. http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/qs_dgl_uba_lawa_04_05_05.pdf
DIN EN 14996 (2006). Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Qualitätssicherung biologischer und ökologischer Untersuchungsverfahren in der aquatischen Umwelt. Ausgabedatum: 2006-08
DIN EN 14184 (2003). Wasserbeschaffenheit - Anleitung für die Untersuchung aquatischer Makrophyten in Fließgewässern. Ausgabedatum: 2004-02
DIN EN 15204 (2006). Wasserbeschaffenheit - Anleitung für die Zählung von Phytoplankton mittels der Umkehrmikroskopie (Utermöhl-Technik). Ausgabedatum: 2006-12
DIN EN 14011 (2003). Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fisch mittels Elektrizität. Ausgabedatum: 2003-07
Meier C, Haase P, Rolauffs P, Schindehütte K, Schöll F, Sundermann A, Hering D (2006). Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Stand Mai 2006. http://www.fliessgewaesserbewertung.de http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/abschlussbericht_20060331_anhang_IX.pdf
Übersicht über Monitoringstudien inkl. Datenbank (chemisches, ökotoxikologisches und ökologisches Monitoring)
Hommen U 2004. Auswertung der wichtigsten in Deutschland durchgeführten Monitoringstudien zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen. Bericht im Auftrag des BVL, Braunschweig. Fraunhofer IME, Schmallenberg. http://www.ime.fraunhofer.de/de/geschaeftsfelderAE/Boden_Gewaesserschutz/Oekol_Monitoring/_jcr_content/contentPar/linklist_0/linklistPar/download/file.res/2004%20Hommen%20et%20al%20Report%20Monitoringstudien%20in%20D.pdf

Eine Übersicht über Anforderungen zur Eignung von Untersuchungsgebieten bzw. -gewässern findet sich in Bereswill & Schulz (2011). Ein wichtiger Aspekt ist danach die Akzeptanz der Studie seitens der Landwirte und der Gewässerbeauftragen in den Untersuchungsregionen.

Detaillierte räumliche Informationen zu expositionsbestimmenden Landschaftscharakteristika in landwirtschaftlichen Regionen können aus verschiedenen Datenquellen erhalten werden. Tab. 41 zeigt eine Beurteilung der grundsätzlichen Eignung mehrerer möglicher Informationsquellen gemäß Ohliger & Schulz (2010).

Die ausgewählten Untersuchungsgebiete und Gewässer sind im Bericht zur Untersuchung zu charakterisieren (genaue Lage mit Geokoordinaten, Karte des Einzugsgebiets, Angaben zu Gefälle, Bodentyp, Randflächenbewuchs, Gewässerbreite und -tiefe usw.).

Tab. 41 Eignung von Datenbanken zum Erhalt von Informationen zu expositionsbestimmenden Landschaftscharakteristika (aus Ohliger & Schulz 2010).

Landschaftsmerkmale	ATKIS DLM25	Digitale Orthofotos	Lidar (Laserscan)	Felduntersuchung
Gewässercharakteristik				
Hydrologie	Unzureichend	Nicht geeignet	Nicht geeignet	Geeignet
Gewässerbreite	Daten unzureichend	Nicht geeignet	Geeignet	Geeignet
Gewässertiefe	Nicht geeignet	Nicht geeignet	Nicht geeignet	Geeignet
Randstreifen				
Breite des Randstreifens	Geeignet	Geeignet	Daten unzureichend	Geeignet
Bodenbedeckungsgrad	Nicht geeignet	Nicht geeignet	Nicht geeignet	Geeignet
Vorhandensein von Erosionsrillen	Nicht geeignet	Nicht geeignet	Nicht geeignet	Geeignet

Entsprechend der Fragestellung des Nachzulassungsmonitorings sind Kleingewässer, die durch Run-off betroffen sind, zu untersuchen. Beprobt werden sollten je nach konkreter Fragestellung Wasser (ggf. zu trennen in Wasserphase und partikulären Anteil / Schwebstoffe) und das Gewässersediment.

Wasserprobenahme:

Eine pragmatische Vorgehensweise bei der Probenahme in durch Oberflächenabfluss beeinflussten Kleingewässern nach Regenereignissen beschreiben Bereswill et al. (2013) bzw. Bereswill & Schulz (2011). Dabei wird die Beprobung ereignisbezogen bei Starkregenereignissen mit sogenannten Hochwassersammlern durchgeführt. Diese bestehen aus mehreren Braunglas-flaschen (Volumen je 1 L), die in verschiedenen Höhen über dem Normalwasserstand an einer Halterung befestigt sind. Die Deckel der Flaschen sind so konstruiert, dass Niederschlag nicht direkt hineingelangt. Wenn der Wasserpegel nach einem Regenereignis steigt, füllen sich die Flaschen nacheinander. Untersucht wird nach einem Starkregenereignis die jeweils oberste gefüllte Flasche. Sofern die Schwebstoffe separat untersucht werden sollen, ist die Wasserprobe nach der Probenahme zu filtrieren. Die Proben sollten gekühlt, eingefroren oder anderweitig stabilisiert werden, falls Extraktion und Analytik nicht umgehend erfolgen. Die Anzahl der Messstellen richtet sich nach der Größe des Untersuchungsgebiets. Es sollten mindestens drei Messstellen je Gewässer eingerichtet werden.

Schwebstoffprobenahme:

Geringe Mengen von Schwebstoffen fallen mit der Wasserprobenahme an und können durch Filtration oder Zentrifugation abgetrennt werden. Da diese Mengen aber vermutlich nicht für eine Analyse ausreichen, sollte eine separate Schwebstoffprobenahme durchgeführt werden. Da Schwebstoffzentrifugen aufwändig zu betreiben und auch nur mit großem Aufwand ereignisbezogen eingesetzt werden können, bietet sich eine passive Probenahme mit Sedimentationskästen an, die in den Strom gehängt werden. Die entsprechende Methodik wird von Schulze et al. (2007) beschrieben. Eine Weiterentwicklung der Sedimentationskästen

(veränderte Größe und Durchströmungscharakteristik) erlaubt inzwischen auch die Probenahme in Kleingewässern mit niedriger Wasserführung und geringen durchschnittlichen Schwebstoffgehalten. Die Methode wurde im Rahmen einer Diplomarbeit der FU Berlin an der Panke in Berlin erprobt (Schieszl et al. 2012). Schwebstoffprobenahmen können auch bei Starkregenereignissen erfolgen und die Sedimentationskästen dann ereignisbezogen geleert werden. Das Schwebstoffmaterial kann entsprechend der Vorgaben der stoffspezifischen Analysenmethode extrahiert und analysiert werden (ggf. Stabilisierung und Lagerung durch Kühlung oder Tiefkühlung, falls die Analytik nicht umgehend erfolgt).

Sedimentprobenahme:

Nach Bereswill & Schulz (2011) kann eine wöchentliche Beprobung des Sediments mit so genannten Sedimentsammlern durchgeführt werden, die aus einer im Sediment des Gewässers verankerten und mit Alufolie ausgekleideten Plastikschale bestehen, in deren Deckel eine Öffnung (Durchmesser 2 cm) geschnitten wurde. Mit dem Wasser transportiertes Sediment gelangt durch die Öffnung in den Sammler. Das Sediment kann beispielsweise wöchentlich für die Analyse entnommen und der Sammler ausgetauscht werden.

Analysenmethoden:

Die analytische Methode ist wirkstoffspezifisch auszuwählen. Im Rahmen der Anmeldeuntersuchungen sind auch Rückstandsanalytik-Methoden für Umweltmedien vorzulegen (EU 2013b; Abschnitt 4.1.2. „Methoden für die Risikobewertung“).

Effektmonitoring:

Untersuchungen auf spezifische Effekte der Zielsubstanz sind ggf. anhand des Wirkungsspektrums des Stoffes zu konzipieren (Auswahl sensitiver Organismengruppen auf Basis der verfügbaren Effektdaten). Hier werden Hinweise zur Erfassung allgemeiner Wirkungsparameter beschrieben. Diese sind nicht unbedingt stoffspezifisch und ggf. auf andere Ursachen zurückzuführen (z.B. auf den Effekt des Starkregens selbst). Eine Interpretation der Resultate sollte unter Einbezug von Referenzstandorten (s.o.) erfolgen. Im folgenden Text wird exemplarisch auf einige Parameter eingegangen, die in einem Effektmonitoring erfasst werden können.

Ein von Bereswill et al. (2013) genutzter Parameter ist die Struktur der Makroinvertebraten-Gemeinschaft (passives Biomonitoring), der auch bei der Beurteilung der ökologischen Gewässerqualität im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie berücksichtigt wird. Zu mehreren Zeitpunkten (vor und nach Run-off-Ereignissen) sollten hierzu Proben entnommen werden (z.B. mit einem „*Surber-Sampler*“; mindestens vier Replikate). Die Organismen werden gezählt, mit Alkohol fixiert und es wird soweit möglich die Art bestimmt.

Bei Bereswill & Schulz (2011) werden weitere Effektmonitoring-Parameter beschrieben: Emergenz[38] und Drift (passives Biomonitoring) sowie Gammariden-Fraßrate (aktives

[38] Als Emergenz wird das Schlüpfen adulter Insekten aus im Wasser lebenden Larven und deren Übergang zum Luftleben bezeichnet.

Biomonitoring). Zur Erfassung der Emergenz werden spezielle Emergenzzelte aufgestellt, bei denen die unter dem Zelt schlüpfenden Insekten in mit Ethanol gefüllten Fangdosen erfasst werden (Leerung z.B. wöchentlich; mindestens vier Replikate). Die Anzahl der im Gewässer driftenden Organismen kann mit Driftnetzen bestimmt werden, die im Gewässer angebracht werden (mindestens zwei Netze in größerem Abstand; Begutachtung/Erfassung 1-2 Mal pro Woche). Die Gammariden-Fraßrate kann untersucht werden, in dem Gammariden mit einer festgelegten Menge an Futter (z.B. Erlenblätter) in kleinen Gefäßen über einen Zeitraum von z.B. einer Woche im Gewässer exponiert werden. Die Auswertung erfolgt dann gravimetrisch. Bei allen Ansätzen sind geeignete Kontrolluntersuchungen und Messungen an Referenzstandorten bzw. Vergleiche vor/nach einem Run-off-Ereignis durchzuführen.

Generell sollten beim Effektmonitoring weitere Untersuchungsparameter erfasst werden, die die Struktur der Lebensgemeinschaften und die Abundanzen der Arten bestimmen (z.B. Gewässerstruktur, Nährstoffgehalt, Gewässerbeschaffenheit, Landnutzung im Oberlauf). Da die Besiedlung mit potenziellen Zielorganismen von vielen Faktoren abhängig ist, erscheint es notwendig, dass die für das Effektmonitoring zu vergleichenden Standorte sehr ähnlich sind (mit Ausnahme der Belastung). Alternativ ist zu prüfen, ob die anderen Faktoren als Kovariablen in die statistische Analyse einbezogen werden können. Erschwerend kommt hinzu, dass ein Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in der Regel dort zu erwarten ist, wo intensive Landwirtschaft betrieben wird. In Gebieten mit dieser Bewirtschaftungsweise ist jedoch davon auszugehen, dass ein Pflanzenschutzmitteleintrag mit anderen Faktoren korreliert sein wird (z.B. Nährstoffeintrag, Gewässermanagement, Art des Uferbewuchses) und ein Ursache-Effekt-Zusammenhang nicht einfach herzustellen ist. Es ist daher bei der Planung des Effektmonitorings darauf zu achten, dass eine ausreichende Anzahl von Standorten beprobt wird, wenn eine statistische Analyse erfolgen soll (Beispiele: Liess & von der Ohe 2005, Schäfers et al. 2006).

Wetterdaten:

Lokale Wetterdaten sollten von einer nahe dem Untersuchungsgebiet gelegenen Wetterstation bezogen werden. Nach der Applikationsphase sollte das Wetter in der Region ständig beobachtet werden, um nach einem möglichen Starkregenereignis die Probenahmen und ggf. Effektuntersuchungen durchführen zu können.

Nutzung vorhandener Monitoringprogramme

Bei der Durchführung von Untersuchungen zur Bestimmung des Run-off-Potenzials sollte auch geprüft werden, ob es möglich ist, die Messungen mit bestehenden Umweltmonitoringprogrammen in der entsprechenden Region zu verbinden. So könnten ggf. durchgeführte Messungen an Probenahmestellen in den ausgewählten Gewässerabschnitten oder im Abstrom darunter für Vergleichszwecke genutzt werden. Zwar ließen sich vermutlich die Probenahmen nicht synchronisieren (feste Probenahmetermine für Umweltmonitoringprogramme, ereignisbezogenen Untersuchungen nur schwer umsetzbar), doch könnten eventuell Vergleichswerte zur Hintergrundbelastung gewonnen werden. Dies gilt sowohl für Wasseruntersuchungen (im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie erfolgen allerdings Untersuchungen der Wasserphase einschließlich suspendierter Partikel) als auch für Untersuchungen von Schwebstoffen. Eventuell kann auch mit hydrodynamischer Modellierung

von Monitoringdaten aus größeren Gewässern auf Einträge von landwirtschaftlichen Flächen zurückgerechnet werden. Dabei ist allerdings zu prüfen, ob es für den zu untersuchenden Stoff im Einzugsgebiet keine weiteren Quellen neben den im Untersuchungsgebiet behandelten Flächen gibt.

Die Abfragen und Recherchen zu Monitoringprogrammen in Arbeitspaket I ergaben, dass einige Bundesländer auch in kleineren Gewässern Schwebstoffe erfassen. So werden in Nordrhein-Westfalen vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) Schwebstoffmessungen an über 40 Übersichtsmessstellen durchgeführt, von denen auch einige an kleineren Flüssen liegen. Ebenso erfolgt in Hessen und Mecklenburg-Vorpommern ein Monitoring von Schadstoffen in Schwebstoffproben auch an kleinen Fließgewässern.

6.3.6 Gefahr der Anreicherung in terrestrischen Organismen oder Nahrungsketten

Nach Absprache mit dem Auftraggeber wird der Aspekt „Anreicherung in terrestrischen Organismen“ aus Kapazitätsgründen nicht detailliert bearbeitet. Hier werden nur einige grundlegende Überlegungen präsentiert und Hinweise auf bereits durchgeführte Untersuchungen zur Bioakkumulation bzw. Biomagnifikation von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen oder deren Transformationsprodukten in terrestrischen Organismen sowie zur möglichen Nutzung existierender Monitoringprogramme für diese Fragestellung gegeben.

Zur Quantifizierung der Anreicherung in terrestrischen Organismen können Bioakkumulationsfaktoren (BAF) bestimmt werden. Hierfür ist die Untersuchung des Wirkstoffs oder des Transformationsprodukts im Boden sowie im Zielorganismus erforderlich. Da Aufnahme, Metabolismus und Verbleib in Zielpflanzen bei Pflanzenschutzmitteln im Rahmen der Zulassungsuntersuchungen gut charakterisiert sind und während der Nutzung durch Rückstandsuntersuchungen abgedeckt werden, steht beim Nachzulassungsmonitoring die Untersuchung der Bioakkumulation in terrestrischer Fauna im Vordergrund. Eine weitere Möglichkeit zur Quantifizierung der Anreicherung in terrestrischen Organismen sind Biomagnifikationsfaktoren (BMF). Hierzu ist die Untersuchung mehrerer terrestrischer Organismen erforderlich, die in einer Nahrungskettenbeziehung zueinander stehen (z.B. Regenwurm-Spitzmaus-Greifvogel). Wenn ein BAF > 2000 bzw. ein BMF > 1 bestimmt wird, ist von einer hohen Bioakkumulation bzw. Biomagnifikation auszugehen. Allerdings fehlen bislang Kriterien für die Verwendung terrestrischer Bioakkumulationsparameter im Rahmen der Stoffbewertung und -regulierung (Solomon et al. 2013; siehe auch Abschnitt 5.1.4). Im Rahmen eines aktuellen F&E-Vorhabens des UBA (FKZ 3713 64 419) sollen u.a. Kriterien zur Nutzung terrestrischer BAF entwickelt werden.

In Großbritannien gab es in den letzten Jahren Forderungen nach einer verstärkten Überwachung von Pflanzenschutzmitteln nach der Zulassung, um das Vertrauen in das durch die Risikobewertung und das Zulassungsverfahren erreichte Schutzniveau zu verbessern. Vor diesem Hintergrund wurde von der DEFRA (UK Department for Environment Food & Rural Affairs) eine Auswertung der weltweiten Literatur zum Nachzulassungsmonitoring von Säugetieren und Vögeln vorgenommen (DEFRA 2010). Die Auswertung zeigt, dass in verschiedenen Staaten bestehende Monitoringprogramme vor allem auf die Erkennung von Krankheitsausbrüchen in Wildtieren ausgerichtet sind. Beschrieben werden aber auch in verschiedenen Staaten umgesetzte Monitoringansätze zur Erfassung adverser Effekte auf Vögel,

Säugetiere und Honigbienen durch Jagd, Straßenverkehr oder Pflanzenschutzmittelnutzung (DEFRA 2010). Dabei sind aber nur wenige Monitoringprogramme auf die Erkennung von Schädigungen durch PSM-Wirkstoffe ausgerichtet. In den meisten Fällen wird kein aktives Monitoring durchgeführt, sondern es werden gemeldete bzw. geborgene Totfunde von Wildtieren (z.B. Greifvögel) untersucht. Die DEFRA-Studie ergab, dass derzeit keine international einheitlichen Richtlinien oder Verfahren für ein Nachzulassungsmonitoring in Wildtieren existieren. Die verwendeten Methoden sind von Staat zu Staat sehr unterschiedlich, so dass Vergleiche schwierig sind (DEFRA 2010).

Relativ viele Untersuchungen gibt es zur Belastung von Wildtieren in Europa mit Rodentiziden. Da diese Wirkstoffe sowohl als Biozide als auch als Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden bzw. wurden, ist die Ursache der Belastungen aber nicht immer eindeutig. Da die meisten Rodentizide PBT-Stoffe oder -Verdachtsstoffe sind, erscheint hier ein Nachzulassungsmonitoring besonders relevant. Untersuchungen mit positiven Befunden gibt es beispielsweise aus Großbritannien und Skandinavien (Christensen et al. 2012; Walker et al. 2012; Hughes et al. 2013). In Norwegen wurden die Rodentizide Brodifacoum, Bromadiolon, Difenacoum und Flocoumafen (so genannte Antikoagulantien der zweiten Generation) in Lebern von 70% der untersuchten Steinadler und 50% der beprobten Uhus gefunden (Langford et al. 2013).

Auch für die Untersuchung der Gefahr einer Anreicherung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in terrestrischen Organismen oder Nahrungsketten wurde geprüft, inwieweit sich bestehende Monitoringprogramme in Deutschland für die Untersuchung dieser Fragestellung nutzen lassen. Dabei zeigte sich, dass die recherchierten Monitoringprogramme (siehe Auswertung in Kap. 2 und 4) nicht auf die Untersuchung von Bioakkumulation oder Biomagnifikation in terrestrischen Systemen ausgerichtet sind. Häufig werden nur einzelne Probenarten an einem Standort entnommen, so dass eine Anreicherung im terrestrischen Nahrungsnetz nur nach Ausweitung der Probenahmen auf weitere Organismen nachgewiesen werden könnte. Außerdem liegen die Untersuchungsgebiete häufig nicht in landwirtschaftlich genutzten Regionen (siehe Diskussion in Abschnitt 6.3.4).

Eines der hier möglicherweise relevanten Monitoringprogramme stellt das der Umweltprobenbank des Bundes (UPB) dar. Bislang gibt es allerdings nur wenige Untersuchungen zu Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in den terrestrischen Probenarten der UPB. Die untersuchten Wirkstoffe sind inzwischen nicht mehr in Pflanzenschutzmitteln zugelassen. Ein Beispiel ist Lindan, das u.a. in Leberproben von Reh-Jährlingen untersucht wird. Allerdings befinden sich nur zwei terrestrische Probenahmegebiete der UPB in landwirtschaftlich genutzten Regionen, die meisten anderen Probenahmeorte sind entweder ballungsraumnah oder in Naturparks und Biosphärenreservaten gelegen. Bedingt durch den relativ großen Aktionsraum von Rehen ist die Zuordnung der Pflanzenschutzmittelbelastung einer bestimmten behandelten Agrarfläche kaum möglich. Eine Bewertung der Gehalte im Hinblick auf eine mögliche Bioakkumulation wäre auch schwierig, da Rehe unterschiedliche Nahrungsquellen haben und für die Berechnung eines Bioakkumulationsfaktors die Wirkstoffkonzentration im und der Anteil an belastetem Futter benötigt wird.

Eine weitere terrestrische Probenart der Umweltprobenbank sind Regenwürmer. Diese werden allerdings nicht auf landwirtschaftlich genutzten Flächen beprobt. Außerdem findet nur an wenigen Standorten die Probenahme von Boden und Regenwurm an derselben Stelle statt.

Damit ist die Nutzbarkeit dieser UPB-Proben eingeschränkt bzw. wäre nur nach eventueller Ausweitung der Beprobungen gegeben.

Tab. 42 Übersicht über Richtlinien und Publikationen, die für die Durchführung eines Nachzulassungsmonitorings von terrestrischen Organismen relevant sind.

Richtlinien zur Probenahme von terrestrischen Organismen
Tarricone K, Klein R, Paulus M 2012. Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung Europäisches Reh (Capreolus capreolus). Umweltprobenbank des Bundes. www.umweltprobenbank.de/de/documents/publications/11922
Quack M, Bartel M, Klein R, Neitzke M, Nentwich K, Paulus M, Wagner G 2003. Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung Regenwurm (Lumbricus terrestris, Aporrectodea longa) http://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/Regenwurm.pdf
VDI 4230 Blatt 2 (2008). Passives Biomonitoring mit Regenwürmern als Akkumulationsindikatoren. VDI-Richtlinie. Beuth Verlag, Berlin
Publikationen zum Thema „Bestimmung der trophischen Ebene von Organismen“
Jardine TD, Kidd KA, Fisk AT 2006. Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. Environ Sci Technol 40, 7501-7511
Layman CA, Araujo MS, Boucek R, Hammerschlag-Peyer CM, Harrison E, Jud ZR, Matich P, Rosenblatt AE, Vaudo JJ, Yeager LA, Post DM, Bearhop S 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. Biol Rev Camb Philos Soc 87, 545-562
Review zu Untersuchungen von terrestrischen Organismen (Vögel, Säugetiere und Honigbienen)
DEFRA 2010. Post-approval monitoring - approaches and techniques. Final report PS2360. Department for Environment Food & Rural Affairs (DEFRA), London, UK. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=PS2360forweb.pdf
Review zu Untersuchungen von terrestrischen Organismen (Regenwurm)
Lanno R, Wells J, Conder J, Bradham K, Basta N 2004. The bioavailability of chemicals in soil for earthworms. Ecotoxicol Environ Saf 57, 39-47
Publikationen zu Untersuchungen von terrestrischen Organismen (Greifvögel)
Walker LA, Turk A, Long SM, Wienburg CL, Best J, Shore RF 2008. Second generation anticoagulant rodenticides in tawny owls (*Strix aluco*) from Great Britain. Sci. Total Environ. 392, 93-98
Hughes J, Sharp E, Taylor MJ, Melton L, Hartley G 2013. Monitoring agricultural rodenticide use and secondary exposure of raptors in Scotland. Ecotoxicology 22, 974-984
Langford KH, Beylich BA, Bæk K, Fjeld E, Kringstad A, Høyfeldt A, Øxnevad S, Thomas KV 2012. Screening of selected alkylphenolic compounds, biocides, rodenticides and current use pesticides. NIVA, Statlig program for forurensnings-overvåking, Rapportnr. 1116/2012, TA 2899. http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2899/ta2899.pdf

Andere bestehende Monitoringprogramme wie z.B. das Wanderfalkeneiermonitoring der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) oder das Deutsche Bienenmonitoring (siehe Kap. 2), sind für die hier diskutierte Fragestellung nicht nutzbar. Zwar sind bei Untersuchungen in diesen Programmen teilweise Rückstände nachweisbar, aber eine Bioakkumulation oder Biomagnifikation ist nicht quantitativ beschreibbar (d.h. keine Berechnung eines BMF möglich), da die Nahrung bzw. die Nahrungsorganismen nicht mit untersucht werden (können).

Die oben stehende Tabelle (Tab. 42) gibt eine Übersicht über experimentelle Ansätze bei Probenahme und Untersuchung terrestrischer Organismen.

6.3.7 Gefahr der Anreicherung in aquatischen Organismen oder Nahrungsketten

Auslöser

Während und nach der Ausbringung (Applikation) von Pflanzenschutzmitteln kann es zu Einträgen auf Nichtzielflächen (angrenzende Flächen und Oberflächengewässer) kommen. Hierbei kann auch die Gefahr einer Anreicherung in aquatischen Nahrungsketten bestehen (Bioakkumulation in aquatischen Organismen bzw. Biomagnifikation im Nahrungsnetz).

Im Zulassungsverfahren wird die Gefahr der Anreicherung in der Nahrungskette zunächst auf der Basis der Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten und der Hydrolysestabilität des Wirkstoffs beurteilt (EU 2013b). Wenn bestimmte Werte überschritten werden, muss der Biokonzentrationsfaktor im Fisch bestimmt und das Potenzial von Effekten auf piscivore Organismen betrachtet werden. Falls bei einer solchen Abschätzung Unsicherheiten auftreten, sollte geprüft werden, ob diese durch ein Nachzulassungsmonitoring geklärt werden können.

Vorgehen

Zur Bewertung des Bioakkumulations- und Biomagnifikationspotenzials im aquatischen Nahrungsnetz im Rahmen eines Nachzulassungsmonitorings sollten Bioakkumulationsfaktoren (BAF), Biota/Sediment-Akkumulationsfaktoren (BSAF) oder Biomagnifikationsfaktoren (BMF) bestimmt werden (siehe Abschnitte 5.1.4 und 5.1.5). Weisbrod et al. (2012) diskutieren die Nutzung solcher Daten zum Nachweis bioakkumulierender oder biomagnifizierender Eigenschaften von Stoffen.

Prinzipiell ist auch die Bestimmung von trophischen Magnifikationsfaktoren (TMF) möglich, doch erscheint der Aufwand zur Bestimmung im Rahmen eines Nachzulassungsmonitorings als zu hoch. Bislang wurden solche Untersuchungen im Rahmen von Forschungsprojekten durchgeführt (siehe Abschnitt 5.1.5 sowie Beispiele in Borga et al. 2012).

In der Literatur sind insbesondere Untersuchungen zur Bioakkumulation und Biomagnifikation von halogenierten Verbindungen beschrieben (darunter auch für klassische Organochlor-Pflanzenschutzmittelwirkstoffe wie DDT, Hexachlorbenzol oder Lindan, die aber inzwischen in Deutschland nicht mehr zugelassen sind). Eine Zusammenstellung von Monitoringergebnissen zur Bioakkumulation im Vergleich zu Labordaten ist bei Burkhard et al. (2012b) zu finden. Diese Untersuchungen wurden vorwiegend für ubiquitär vorkommende Stoffe durchgeführt (kontinuierliche Belastung, Bioakkumulation zeitintegrierend). Dagegen sind für Pflanzenschutzmittel feldnah eher intervallartige Belastungen mit Spitzenkonzentrationen zu erwarten (z.B. durch Spraydrift während der Applikation oder durch Run-off nach Starkregenereignissen). Dies erschwert vermutlich die Berechnung von BAF und insgesamt den Nachweis einer Anreicherung im Nahrungsnetz.

Die folgende Tabelle fasst verschiedene Aspekte bei der möglichen Umsetzung eines Monitorings zur Untersuchung der Anreicherung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in aquatischen Organismen bzw. Nahrungsketten zusammen. Die Übersicht wurde entsprechend dem Vorgehen beim Nachzulassungsmonitoring von Grundwasser strukturiert (auf Basis von

Aden et al. 2002, siehe Abschnitt 6.3.3). Für die Umsetzungshinweise wurden insbesondere die Publikationen von Borga et al. (2012) und Weisbrod et al. (2012) ausgewertet.

Tab. 43 Aspekte bei der Umsetzung eines Nachzulassungsmonitorings für das Szenario „Anreicherung in aquatischen Nahrungsketten".

Aspekt	Umsetzung / Operationalisierung	Kommentar
Rechtliche Grundlage	Als Bedingung der Zulassungsgenehmigung nach EG 1107/2009 (EG 2009a) und EU 546/2011 (EU 2011d)	-
Mögliche Auslöser eines Nachzulassungsmonitorings	z.B. Klärung von Unsicherheiten im Hinblick auf potenzielle Risiken hinsichtlich Bioakkumulation oder Biomagnifikation in der Nahrungskette (Gefahr einer Sekundärvergiftung, „*secondary poisoning*")	Unsicherheiten können z. B. bei bioakkumulierenden Stoffen hinsichtlich des Ausmaßes einer möglichen Anreicherung in der aquatischen Nahrungskette nach Eintrag in aquatische Ökosysteme bestehen.
Umfang des Monitorings	mehrere Untersuchungsgebiete	Identifizierung von geeigneten Untersuchungsgebieten, die hinsichtlich des Potenzials einer Anreicherung des Wirkstoffes und seiner relevanten Metaboliten in der Nahrungskette einen „*realistic worst case*" darstellen (zum Beispiel bei Einträgen durch Spraydrift oder Run-off; vgl. Abschnitt 6.3.5).
Untersuchungsgebiete	Untersuchungen in Gebieten, in denen der Wirkstoff während des Monitorings angewendet wird sowie möglichst auch in Referenzgebieten; ggf. sind auch die entsprechenden, gemäß der Zulassung / Anwendungsbestimmungen geforderten Risikominderungsmaßnahmen durchzuführen (z.B. Randstreifenbepflanzung)	Gewässer neben einem ausreichend großen Feld, auf dem der Wirkstoff entsprechend seiner Zulassung angewendet wird (ggf. mit einer entsprechenden Kultur im geeigneten Wuchsstadium bepflanzt). Andere Einflüsse auf das Gewässer sind möglichst auszuschließen (z.B. Einleitungen aus Kläranlagen, Ausbringung von Gülle). Die ausgewählten Untersuchungsgebiete und Gewässer sind im Bericht detailliert zu charakterisieren.

Aspekt	Umsetzung / Operationalisierung	Kommentar
Art der Proben	Entnahme von Oberflächengewässerproben: Wasserphase, Biotaproben (für Biomagnifikations-untersuchungen Biota mehrerer trophischer Stufen des aquatischen Nahrungsnetzes); Probenahme, Analyse und Dokumentation gemäß dem Stand der Technik	Zur Bestimmung von Bioakkumu-lationsfaktoren: Wasserproben und geeignete Proben aquatischer Organismen (z.B. Muscheln, Fische; sowohl aktives als auch passives Monitoring möglich). Zur Bestimmung von Biomagnifi-kationsfaktoren: geeignete Proben von mind. 2 aquatischen Spezies, die in Räuber-Beute-Beziehungen zueinander stehen; die genaue Position der Spezies im Nahrungsnetz sollte durch Analysen stabiler Isotope bestätigt werden.
Bewertung der Ergebnisse des Monitorings	Bewertung der Bioakkumulation und Biomagnifikation: Berechnung von Bioakkumulationsfaktoren (BAF), Biota/Sediment-Akkumulationsfaktoren (BSAF) oder Biomagnifikationsfaktoren (BMF)	Hinweise dazu sind z.B. in Borga et al. (2012) und Weisbrod et al. (2012) zu finden.
Bewertungskriterien für Monitoringergebnisse	Wenn der BAF > 100 oder der BSAF bzw. BMF > 1 ist, erfolgt eine Überprüfung der im Zulassungs-prozess vorgenommenen Bewertung des Risikos einer Sekundärvergiftung unter Berücksichtigung der intrinsischen Toxizität; ggf. können für die Bewertung auch die gemessenen Biotakonzentra-tionen von potenziellen Beuteorganismen verwendet werden (*critical body residues*; siehe Diskussion in Weisbrod et al. 2012); wenn der BAF > 1000 ist, ist ggf. ein *Fish Full Life Cycle*-Test erforderlich (EFSA 2013c); wenn der BAF > 2000 ist, ist ggf. die PBT-Bewertung zu überprüfen	Von Bioakkumulation bzw. Biomagni-fikation und dem Potenzial einer Sekundärvergiftung ist auszugehen, wenn der aus den Monitoringdaten bestimmte BAF > 100 oder der BSAF bzw. BMF > 1 ist; diese Kriterien werden entsprechend auch zur Ableitung von Umweltqualitätsnormen im Kontext der Wasserrahmenricht-linie verwendet (Schutz vor Sekundär-vergiftung durch Stoffe, die nicht leicht abbaubar oder sehr toxisch sind; EC 2011a).
Untersuchungsdauer	Das Monitoring sollte mindestens über 2 Jahre an mindestens 2 Standorten durchgeführt werden.	Ein jährlicher Zwischenbericht ist der Zulassungsbehörde vorzulegen; auf Basis der Zwischenergebnisse kann sich eine Modifizierung des Versuchs-designs als sinnvoll erweisen.
Mögliche Konsequenzen des Monitorings	Erteilung von Auflagen bzw. Anwendungs-bestimmungen, unter Umständen auch Widerruf der Zulassung/Nichterteilung einer neuen Zulassung	Beispiel für Auflagen: Risiko-minderungsmaßnahmen beim Einsatz des Pflanzenschutzmittels (z.B. Abstandsauflagen zu Gewässern).
Kostenträger	Anmelder	-
Hinweise zur Umsetzung / Leitlinien	Bislang keine Richtlinien verfügbar	-

Soweit für die entsprechende Fragestellung verfügbar, sollten bei der Umsetzung des Monitorings gut dokumentierte oder standardisierte Verfahren verwendet werden Tab. 44 gibt eine Übersicht über Richtlinien bzw. Publikationen, die Hinweise zur Beprobung und Analytik

enthalten, die bei der Planung und Durchführung von Untersuchungen zur Anreicherung in aquatischen Nahrungsketten genutzt werden können.

Bislang sind Untersuchungen zur Bioakkumulation/Biomagnifikation vorwiegend in größeren Gewässern durchgeführt worden (z.B. Seen oder Ästuare).

Tab. 44 Übersicht über Richtlinien und Publikationen, die für die Durchführung eines Nachzulassungsmonitorings für das Szenario „Anreicherung in aquatischen Nahrungsketten" relevant sind.

Publikationen zur Untersuchung einer möglichen Anreicherung in Nahrungsketten
Borgå K, Kidd KA, Muir DC, Berglund O, Conder JM, Gobas FA, Kucklick J, Malm O, Powell DE 2012. Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. Integr Environ Assess Manag 8, 64-84
Conder JM, Gobas FA, Borgå K, Muir DC, Powell DE 2012. Use of trophic magnification factors and related measures to characterize bioaccumulation potential of chemicals. Integr Environ Assess Manag 8, 85-97
Richtlinien zur Probenahme von aquatischen Organismen
European Union 2010. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. Guidance Document No. 25. Technical Report 2010.3991. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, ISBN 978-92-79-16224-4
Klein R, Paulus M, Tarricone K, Teubner D 2012. Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung Brassen (Abramis brama). http://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/SOP_Brassen.pdf
Wagner G, Bartel M, Klein R, Neitzke M, Nentwich K, Paulus M, Quack M 2003. Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*). http://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/Dreikantmuschel.pdf
VDI 4230 Blatt 4 (2013). Biologische Verfahren zur Erfassung von Umweltbelastungen (Bioindikation) - Passives Biomonitoring mit Fischen als Akkumulationsindikatoren – Probenahme. VDI-Richtlinie, Beuth Verlag, Berlin
Publikationen zu Untersuchungen von aquatischen Organismen
Steffen D, Wunsch H, Kämmereit M 2006. Organische Schadstoffe in Fischen als Endglied der aquatischen Nahrungskette. Oberirdische Gewässer Bd 27. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN). 33 S.
Publikationen zum Thema „Bestimmung der trophischen Ebene von Organismen"
Jardine TD, Kidd KA, Fisk AT 2006. Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. Environ Sci Technol 40, 7501-7511
Layman CA, Araujo MS, Boucek R, Hammerschlag-Peyer CM, Harrison E, Jud ZR, Matich P, Rosenblatt AE, Vaudo JJ, Yeager LA, Post DM, Bearhop S 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. Biol Rev Camb Philos Soc 87, 545-562
Publikationen zum Thema „Bewertung von Daten zur Bioakkumulation/Biomagnifikation"
Burkhard LP, Arnot JA, Embry MR, Farley KJ, Hoke RA, Kitano M, Leslie HA, Lotufo GR, Parkerton TF, Sappington KG, Tomy GT, Woodburn KB 2012. Comparing laboratory and field measured bioaccumulation endpoints. Integr Environ Assess Manag 8, 17-31
Weisbrod AV, Woodburn KB, Koelmans AA, Parkerton TF, McElroy AE, Borgå K 2009. Evaluation of bioaccumulation using in vivo laboratory and field studies. Integr Environ Assess Manag 5, 598-623

Die ausgewählten Untersuchungsgebiete und Gewässer sind im Untersuchungsbericht zu charakterisieren (genaue Lage mit Geokoordinaten, Karte des Einzugsgebiets, Angaben zu Gewässerbreite und -tiefe, ggf. Sedimenteigenschaften usw.).

Bezüglich Hinweisen zur Beprobung der verschiedenen Kompartimente und Erfassung zusätzlicher Parameter wird auf die Angaben in Abschnitt 6.3.5 verwiesen (Wasserprobenahme, Biotaprobenahme, Sedimentprobenahme, Analysenmethoden, Wetterdaten).

Nutzung vorhandener Monitoringprogramme

Bei der Durchführung von Untersuchungen zur Bestimmung des Potenzials zur Anreicherung in aquatischen Nahrungsketten sollte auch geprüft werden, ob es möglich ist, die Messungen mit bestehenden Umweltmonitoringprogrammen in der entsprechenden Region zu verbinden. So könnten ggf. durchgeführte Messungen an Probenahmestellen in den ausgewählten Gewässerabschnitten oder im Abstrom darunter für Vergleichszwecke genutzt werden. Zwar ließen sich vermutlich die Probenahmen nicht synchronisieren (feste Probenahmetermine in Umweltmonitoringprogrammen, keine ereignisbezogenen Untersuchungen), doch könnten Vergleichswerte zur Hintergrundbelastung sowie zu möglichen längerfristigen Auswirkungen gewonnen werden. Dies gilt sowohl für Wasseranalysen als auch für Untersuchungen von Schwebstoffen.

In einem Bundesland (Niedersachsen) wurde 2008 eine einmalige Untersuchung von Fischen auf eine hohe Anzahl von Pflanzenschutzmitteln (> 500) durchgeführt (Steffen et al. 2009). Hierbei ergaben sich ausschließlich negative Befunde. Die Probenahmen deckten aber nur größere Flüsse (Aller, Ems, Weser) ab und die verwendete Multimethode für die Analytik war vermutlich nicht ausreichend empfindlich genug, um niedrige Pflanzenschutzmittelrückstände zu erfassen. In mehreren anderen Bundesländern werden ebenfalls Untersuchungen zu Pflanzenschutzmitteln in Biota durchgeführt. Hierbei werden jedoch fast ausschließlich Wirkstoffe untersucht, die bereits als identifizierte POPs einem Anwendungsverbot unterliegen.

Prinzipiell ist auch die UPB (siehe auch Abschnitt 3.2.5) für Untersuchungen zur Bioakkumulation in aquatischen Nahrungsnetzen geeignet. Neben Fischen (8-12-jährige Brassen) werden auch Dreikantmuscheln beprobt (aktives Monitoring, Exposition über ein Jahr). Allerdings liegen auch die UPB-Probenahmeflächen in größeren Flüssen (z.B. Rhein, Elbe), so dass Rückstände von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen vermutlich nur sehr niedrig sind. Die Bestimmung eines Bioakkumulationsfaktors ist mit UPB-Proben nicht möglich, da keine parallele Probenahme der Wasserphase erfolgt. Prinzipiell könnte aber ein Biomagnifikationsfaktor für die Anreicherung von Stoffen aus Dreikantmuscheln in Brassen bestimmt werden (siehe auch Abschnitt 5.1.5 und Anlage 7). Hier fehlen aber bislang noch Untersuchungen, die die genaue trophische Position der Organismen belegen (z.B. durch Stabilisotopen-Analysen) und den Anteil von Muscheln in der Nahrung der Brassen an den verschiedenen Standorten charakterisieren. Die UPB-Probenahmen werden nur einmal jährlich durchgeführt (Fische im Spätsommer, Muscheln im Herbst), so dass eine mögliche Belastung mit Pflanzenschutzmittelrückständen nur diesen Zeitraum abbildet. Bislang wurden keine Fisch-Untersuchungen der UPB zu aktuell genutzten Pflanzenschutzmitteln durchgeführt. Die meisten Ergebnisse liegen vor für Stoffe, die beispielsweise über Kläranlagen kontinuierlich in Gewässer eingetragen werden (z.B. lipophile Industriechemikalien oder Biozide).

6.4 Vorschlag der Integration eines Nachzulassungsmonitorings für Human- und Veterinärarzneimittelwirkstoffe in die bestehenden Pharmakovigilanzsysteme

Die Integration eines chemisch-analytischen Nachzulassungsmonitorings für Human- und Veterinärarzneimittelwirkstoffe in die bestehenden Pharmakovigilanzsysteme könnte dazu beitragen, Unsicherheiten in der Umweltrisikoabschätzung von Arzneimittelwirkstoffen zu verringern und demzufolge die Umweltsicherheit von Arzneimittelwirkstoffen zu verbessern (Knacker 2011, Rönnefahrt 2011). Ein chemisch-analytisches Nachzulassungsmonitoring wäre dabei vor allem für jene Arzneimittelwirkstoffe relevant, bei denen der Verdacht besteht, dass sie besonders kritisch für die Umwelt sind (Ebert 2011). Es könnte gezielt zur Klärung spezifischer Fragestellungen eingesetzt werden wie in den Abschnitten 6.4.1 bis 6.4.3 ausgeführt.

Bezüglich der Veterinärarzneimittel wird auch auf den im Dezember 2013 gemeinsam von BVL und UBA durchgeführten Eco-Pharmokovigilance-Workshop verwiesen, auf dem u.a. Möglichkeiten eines Nachzulassungsmonitorings diskutiert wurden. Im Rahmen dieser Veranstaltung wurde auch ein Rechtsgutachten genannt, das derzeit im Auftrag des Umweltbundesamtes erarbeitet wird und sich mit dieser Fragestellung befasst.

6.4.1 PBT-(Verdachts-)Stoffe

Die bestehenden, von den Bundesländern durchgeführten Monitoringprogramme folgen v.a. den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie und können nur in begrenztem Maße Daten liefern, die Hinweise auf kritische Stoffeigenschaften geben (vgl. Kap. 4). Hier wären daher spezifische, auf die Fragestellung ausgerichtete Monitoringstudien notwendig, um P- oder B-Eigenschaften zu belegen. Für Arzneimittelwirkstoffe, die PBT-Stoffe oder PBT-Verdachtsstoffe sind, könnten entsprechende Nachzulassungsstudien gefordert werden, um zu ermitteln, wie persistent / wie bioakkumulierend die Wirkstoffe unter realistischen Bedingungen sind.

In diesem Zusammenhang muss jedoch stets beachtet werden, dass die PBT-Bewertung bei Humanarzneimitteln keine Auswirkungen auf die Zulassung hat und dass Umweltrisiken nicht in die Nutzen-Risiko-Analyse eingehen (EC 2004b, EMEA/CHMP 2006; Abschnitt 6.2.4), da der therapeutische Nutzen für den Menschen als wichtiger angesehen wird als ein mögliches Risiko für die Umwelt. Neben der rechtlichen Grundlage für die Forderung nach Nachzulassungsstudien müsste daher auch eine Strategie entwickelt und gesetzlich verankert werden, wie mit Humanarzneimittelwirkstoffen umzugehen ist, die problematische Stoffeigenschaften haben (z.B. vergleichende Bewertung verschiedener Wirkstoffe bei gleicher Indikation).

Für Tierarzneimittel fehlt zwar bisher noch eine Strategie, wie mit Wirkstoffen mit PBT-Eigenschaften umzugehen ist (EMA/CVMP 2010; vgl. auch Abschnitt 5.4.4). Umweltrisiken werden jedoch bereits in der Nutzen-Risiko-Analyse berücksichtigt. Außerdem können Risikominderungsmaßnahmen gefordert werden, wenn in der Pharmakovigilanz relevante Umweltrisiken identifiziert werden (Abschnitt 6.2.4). Hier müssten also im Wesentlichen (1) die rechtliche Grundlage für die Forderung nach Nachzulassungsstudien und (2) eine Strategie für die Berücksichtigung von PBT-Eigenschaften in der Nutzen-Risiko-Analyse (Moermond et al. 2012; vgl. Abschnitt 5.4.4) geschaffen werden.

6.4.2 Überprüfung der Wirksamkeit von Risikominderungsmaßnahmen

Wenn in der Umweltrisikoabschätzung ein nicht akzeptables Risiko festgestellt wird, kann die Zulassung von Human- und Veterinärarzneimitteln an Auflagen (Risikominderungsmaßnahmen) geknüpft werden (Liebig et al. 2011; siehe auch Abschnitt 5.4.4). Für Humanpharmaka wurden bisher – abgesehen von Hinweisen zur Entsorgung von Produktresten – keine Risikominderungsmaßnahmen festgelegt. Für Tierarzneimittel gibt es eine Reihe von Risikominderungsmaßnahmen. So kann z.B. der Weidegang oder der Zugang von behandelten Tieren zu Gewässern während eines festgelegten Zeitraums nach der Behandlung beschränkt werden. Es kann außerdem ein Mindestlagerungszeitraum für Gülle von behandelten Tieren vor der Ausbringung festgelegt werden. Die Einhaltung dieser Risikominderungsmaßnahmen wird jedoch nicht überprüft (Liebig et al. 2011). Ein gezieltes Nachzulassungsmonitoring könnte eine Möglichkeit sein, die Wirksamkeit von Auflagen, wie z.B. der o.g. Risikominderungsmaßnahmen, exemplarisch zu überprüfen.

6.4.3 Besonders umweltkritische Stoffe

Wie oben erwähnt werden Humanarzneimittel auch zugelassen, wenn ein Risiko für die Umwelt identifiziert wird, d.h. wenn der Risikoquotient (das Verhältnis von PEC zu PNEC) > 1 ist. In solchen Fällen könnte ein chemisch-analytisches Nachzulassungsmonitoring dazu beitragen, Unsicherheiten in der Expositionsabschätzung zu verringern und damit genauere Informationen über ein mögliches Umweltrisiko zu erhalten. Auf der Basis von gemessenen Umweltkonzentrationen könnte die PEC-Berechnung überprüft werden (vgl. Murray-Smith & Ramil 2007 und Holm et al. 2013 sowie Abschnitt 4.1.3). Besonders sinnvoll scheint hier die Berücksichtigung von repräsentativen *worst case*-Situationen (siehe z.B. Götz 2010). Eine ähnliche Vorgehensweise wäre auch für Tierarzneimittel möglich (siehe dazu auch Abschnitt 6.4.2).

Ein solches Nachzulassungsmonitoring erscheint auch für Wirkstoffe sinnvoll, für die bereits einzelne Monitoringdaten vorliegen, die darauf hindeuten, dass zumindest in *worst case*-Situationen Konzentrationen über der PNEC erreicht werden (siehe auch Bergmann et al. 2011).

Auch eine deutliche Zunahme der jährlichen Verbrauchsmenge des Wirkstoffs, aufgrund derer ein Überschreiten der PNEC befürchtet wird, könnte Auslöser für ein Nachzulassungsmonitoring sein (vgl. auch Weber 2011).

6.4.4 Einbindung des Nachzulassungsmonitorings in aktuelle Monitoringprogramme

Da es wahrscheinlich nicht möglich ist, einzelne Anmelder von Arzneimitteln zu einem Nachzulassungsmonitoring zu verpflichten (vgl. Abschnitt 6.1), erscheint es sinnvoller, ein Nachzulassungsmonitoring für Arzneimittelwirkstoffe in bereits vorhandene Routine-Monitoringprogramme oder Sondermessprogramme einzubinden (Ebert 2011, Rönnefahrt 2011, Knacker 2011). Eine Ausweitung dieser Programme müsste natürlich entsprechend finanziert werden. Hier wäre es denkbar, dass die Arzneimittelhersteller eine Abgabe zahlen, die sich an der jährlichen Menge der von ihnen produzierten Arzneimittelwirkstoffe orientiert (Knacker 2011). Für Arzneimittelwirkstoffe, die schon in sehr niedrigen Konzentrationen therapeutisch wirksam sind, ist bei gleicher Konzentration die Wahrscheinlichkeit von Effekten

in der Umwelt höher ist als für Wirkstoffe, deren therapeutische Wirkung erst bei höheren Konzentrationen erreicht wird (Huggett et al. 2003, Kools et al. 2008, Environment Agency 2009). Um das zu berücksichtigen, könnte z.B. die minimale Tagesdosis (Kostich & Lazorchak 2008) in die Berechnung der Abgabe eingehen. Eine niedrigere minimale Tagesdosis sollte dann zu einer höheren Abgabe führen.

7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Im Rahmen des vorliegenden FuE-Vorhabens wurde eine Recherche der in Deutschland bzw. mit deutscher Beteiligung betriebenen chemischen Umweltmonitoringprogramme durchgeführt. Diese Erhebung ergab die folgenden wesentlichen Ergebnisse:

- In Deutschland wird ein umfassendes Oberflächengewässermonitoring unter Berücksichtigung einer Vielzahl organischer Schadstoffe an zahlreichen Messstellen durchgeführt. Neben Wasserproben werden – wenn auch in einem geringerem Umfang – Schwebstoffe und Sedimente untersucht.
- In der Mehrzahl der Bundesländer wird z.T. regelmäßig und langjährig die Belastung aquatischer Biota durch organische Schadstoffe (u.a. durch PBT-(Verdachts-)Stoffe) untersucht.
- Während Stoffe, deren Produktion und Anwendung bereits untersagt oder stark eingeschränkt ist, sehr häufig im Oberflächengewässermonitoring berücksichtigt werden, werden zahlreiche erst kürzlich als relevant identifizierte Stoffe mit bedenklichen Eigenschaften, wie z.B. Benzotriazolphenole (UV-Filter) und einige der derzeit zugelassenen Biozidwirkstoffe, nur in wenigen Messprogrammen oder gar nicht untersucht. Dies betrifft auch zahlreiche PBT-(Verdachts-)Stoffe.
- Neben dem in Deutschland betriebenen Oberflächengewässermonitoring beteiligt sich Deutschland an den internationalen Programmen zum Schutz von Nord- und Ostsee.
- Organische Schadstoffe, u.a. PBT-(Verdachts-)Stoffe, werden auch im Rahmen der Bodendauerbeobachtung untersucht. Auch hier werden jedoch überwiegend Stoffe untersucht, deren Produktion und Anwendung bereits untersagt oder stark eingeschränkt ist.
- Terrestrische Biota werden in Deutschland u.a. im Rahmen des Falkeneimonitorings (Baden-Württemberg), des Deutschen Bienenmonitorings und des Monitoringprojektes POPALP (Bayern) untersucht.

Gegenstand des FuE-Vorhabens war auch eine Bestandsaufnahme der derzeitigen Situation bzgl. der Rückkopplungsprozesse zwischen der Stoffbewertung/-regulierung und dem Umweltmonitoring. Eine entsprechende Umfrage, die in den deutschen Bundesländern und in vier EU-Mitgliedsstaaten (Dänemark, Großbritannien, Niederlande und Schweden) durchgeführt wurde, ergab folgendes Ergebnis:

- Bisher gibt es sowohl in Deutschland als auch in den anderen vier betrachteten EU-Mitgliedsstaaten nur in einem geringen Maße eine formale Abstimmung zwischen den Behörden, die Träger der Monitoringprogramme sind, und den Institutionen, die für die Stoffrisikobewertung und -regulierung zuständig sind.
- Eine Vorreiterrolle hat Dänemark inne. Hier wurde ein formaler Austausch zwischen der Danish Nature Agency (Monitoring) und der Danish Environmental Protection Agency (Stoffbewertung) etabliert.

- Von zahlreichen Befragten wurde der Wunsch nach einer engeren Zusammenarbeit zwischen der Stoffbewertung/-regulierung und dem Umweltmonitoring geäußert.

Die oben dargestellte Einschätzung wurde durch die Diskussionen bestätigt, die im Rahmen des Projektworkshops „Umweltmonitoring und Risikomanagement bedenklicher Stoffe: Wie können beide Seiten voneinander profitieren?“ geführt wurden.

Im Rahmen des Vorhabens wurden die Voraussetzungen für eine Nutzung von Monitoringdaten als Beleg der Persistenz, des Bioakkumulations-/Biomagnifikations- und Ferntransportpotenzials identifiziert. Hieraus ergaben sich die im Folgenden dargelegten Anforderungen:

- Um als Beleg für die Persistenz eines Stoffes genutzt werden, müssen Monitoringdaten über einen längeren Zeitraum vorhanden sein (mind. 5 bis 7 Jahre). Diese Daten müssen aus der Untersuchung relevanter Kompartimente stammen. Abhängig von den chemisch-physikalischen Eigenschaften des untersuchten Stoffes kommen vor allem die Wasserphase und die Sedimente von Standgewässern und ggf. auch Sedimente aus Meeresbuchten sowie Biota in Betracht. Neben Monitoringdaten werden auch belastbare Angaben zu den Umwelteinträgen des Stoffes benötigt, um einen Belastungstrend einschätzen zu können.
- Um das Bioakkumulationspotenzial eines Stoffes anhand von Monitoringdaten einzustufen, sind neben den Daten über die Belastung von Biota auch die Konzentrationen im umgebenden Medium (Wasser, Sediment, Boden) erforderlich. Liegen Daten zur Biotabelastung für Arten verschiedener trophischer Ebenen vor, kann ggf. das Biomagnifikationspotenzial des Stoffes ermittelt werden. Voraussetzung dafür ist, dass die betrachteten Arten in einem Räuber-Beute-Verhältnis zueinander stehen.
- Zur Einstufung des Ferntransportpotenzials eines Stoffes sind Monitoringdaten aus emittentenfernen Gebieten relevant. Einen Ansatz hierzu bietet das in Deutschland und in anderen europäischen Staaten betriebene Monitoring in emittentenfernen Alpengebieten. Von Bedeutung für die Untersuchung des Ferntransportes von Substanzen ist jedoch vor allem das Monitoring der arktischen Umwelt.

Bezüglich der Nutzung von Monitoringdaten für die Stoffbewertung und -regulierung wurde festgestellt, dass die derzeit in Deutschland existierenden Monitoringprogramme – mit Ausnahme der Umweltprobenbank des Bundes – nicht darauf ausgelegt sind, aussagekräftige Daten als Beleg für die PBT-Eigenschaften bedenklicher Stoffe zu liefern. Wesentlicher Grund hierfür ist die Tatsache, dass diese Programme zu anderen Zwecken konzipiert wurden. Sie zielen primär darauf ab, Überwachungspflichten, z.B. nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), zu erfüllen und die Bewertung der gemessenen Umweltkonzentrationen anhand der entsprechenden Umweltqualitätsnormen zu ermöglichen. Im Rahmen von Sondermessprogrammen werden häufig kürzere Messreihen durchgeführt, um einen allgemeinen Überblick über eine Schadstoffbelastung zu erhalten oder ein erstes Screening für eine Stoffgruppe durchzuführen.

Die besten Voraussetzungen für die Nutzung von Monitoringdaten für die Stoffbewertung und -regulierung bietet in Deutschland derzeit die Umweltprobenbank des Bundes. Die langjährige Archivierung von Rückstellproben aus verschiedenen Kompartimenten wie Schwebstoffe und

Boden sowie Biota verschiedener trophischer Ebenen aus der limnischen, marinen und terrestrischen Umwelt ermöglicht die retrospektive Untersuchung von Stoffen, die aktuell als PBT-(Verdachts-)Stoffe eingestuft wurden, einschließlich der Erstellung langjähriger Zeitreihen zur Ermittlung von Belastungstrends.

Für polare organische Stoffe, die ausschließlich oder primär über Kläranlagen in Oberflächengewässer eingetragen werden, wurde ein Ansatz zur Abschätzung der relativen Persistenz anhand von Monitoringdaten entwickelt. Dieser wurde am Beispiel ausgewählter Humanarzneimittelwirkstoffe und Röntgenkontrastmittel dargestellt. Er beruht auf einem Vergleich von Jahresfrachten im betrachteten Fließgewässer (ermittelt aus den in der Wasserphase von Fließgewässern gemessenen Konzentrationen) und dem Umwelteintrag (abgeschätzt aus den Verkaufszahlen) für die jeweiligen Stoffe. Das Verhältnis aus Jahresfracht und Umwelteintrag stellt ein relatives Maß für die Persistenz eines Stoffes dar und dient der groben Einstufung hinsichtlich dieser Stoffeigenschaft.

Weiterhin wurden anhand von sechs Beispielstoffen die Möglichkeiten und Grenzen zur Nutzung von Monitoringdaten als Beleg der Stoffeigenschaften Persistenz, Bioakkumulation/Biomagnifikation und Ferntransportpotenzial geprüft. Als Beispielstoffe ausgewählt wurden die PBT-(Verdachts-)Stoffe HBCDD, PFOS, PFOA, Glyphosat, Pendimethalin und Cybutryn.

- Für keinen der beispielhaft geprüften Stoffe konnte anhand der vorliegenden Monitoringdaten die bereits vorliegende Einstufung als P oder vP untermauert werden. Wesentliche Gründe hierfür waren eine zu geringe Datenbasis zur Belastung relevanter Kompartimente und fehlende bzw. nicht ausreichend genaue Daten zur zeitlichen Entwicklung der Umwelteinträge. Da dies auch auf andere PBT-(Verdachts-)Stoffe zutrifft, ist davon auszugehen, dass die Nutzbarkeit von Monitoringdaten aus den im Rahmen des Vorhabens betrachteten Messprogrammen zum Beleg der Persistenz nach derzeitigem Stand sehr begrenzt sein wird.
- Signifikante Belege zur Bestätigung der B-Eigenschaft durch die genutzten Monitoringdaten konnten nur für einen der drei als B bzw. vB klassifizierten Beispielstoffe erbracht werden (PFOS). Das liegt vor allem daran, dass Daten zu den Stoffkonzentrationen im umgebenden Medium und zur zeitlichen Entwicklung der Umwelteinträge oft fehlen. Durch eine entsprechende Erweiterung der betreffenden Monitoringprogramme könnten weitere Erkenntnisse gewonnen werden.
- Das Ferntransportpotenzial der drei betreffenden Beispielstoffe konnte durch Monitoringergebnisse bestätigt werden. Auch hier ist eine Erweiterung der Monitoringprogramme um neue PBT-Verdachtsstoffe grundsätzlich denkbar.
- Trotz der relativ großen Menge vorhandener Daten sind den relevanten Monitoringprogrammen für die ausgewählten Beispielstoffe also nur in begrenztem Maße Informationen zu entnehmen, die Hinweise auf Persistenz, Bioakkumulation/ Biomagnifikation und Ferntransportpotenzial geben bzw. die bereits vorliegende Einstufung eines Stoffes belegen. Insgesamt wurden für keinen der geprüften Beispielstoffe neue signifikante Erkenntnisse bzgl. bedenklicher Eigenschaften aus den hier ausgewerteten Monitoringdaten gewonnen. Stattdessen stellen die

Monitoringdaten Zusatzinformationen zur Bestätigung der im Rahmen der Stoffbewertung identifizierten Stoffeigenschaften dar. Wie die Bewertung des Ferntransportpotenzials anhand von Chlorpyrifos zeigt, kann die Nutzung von Monitoringdaten jedoch auch schon nach jetzigem Stand im Einzelfall eine entscheidende Rolle bei der Identifizierung bedenklicher Stoffeigenschaften spielen. So war Chlorpyrifos auf Grund von Labortests als nicht persistent nach den Kriterien der Stockholm-Konvention bewertet worden. Durch zahlreiche Monitoringdaten aus verschiedenen abiotischen und biotischen Kompartimenten kann jedoch das Vorkommen des Stoffes in der arktischen Umwelt belegt werden.

Für eine künftige Nutzung von Monitoringdaten für die Stoffbewertung und -regulierung wurden die folgenden Optimierungsvorschläge erarbeitet:

- Die Aufnahme neu als relevant erkannter Stoffe in die Monitoringprogramme sollte zügiger erfolgen. Hierzu ist der Informationsaustausch zwischen den Akteuren der Stoffbewertung bzw. -regulierung und denen des Umweltmonitorings weiter auszubauen.
- Für die Einstufung der Persistenz und des Bioakkumulationspotenzials von Stoffen sind Daten von Sediment- und Biotauntersuchungen erforderlich. Soweit möglich, sollten solche Untersuchungen in bestehende Monitoringprogramme integriert werden. Alternativ bietet sich an, besondere Fragestellungen durch spezifische Monitoringstudien abzuklären.
- Neben den Monitoringdaten sollten in größerem Umfang als bisher Angaben zu den Umwelteinträgen (z.B. in Form von Verkaufs- bzw. Verbrauchsmengen) von den Herstellern zur Verfügung gestellt werden.
- Im Rahmendes FuE-Vorhabens wurden auch die Möglichkeiten eines Nachzulassungsmonitorings im Rahmen der Stoffbewertung und -regulierung geprüft. Für den Regelungsbereich der Pflanzenschutzmittel wurde dargelegt, wie das Nachzulassungsmonitoring, das bisher bzgl. der Beurteilung des Risikos eines Eintrages in das Grundwasser umgesetzt wird, um die Aspekte Persistenz im Boden, Eintrag in Oberflächengewässer über Run-off und Gefahr der Anreicherung in aquatischen und terrestrischen Organismen oder Nahrungsketten erweitert werden kann. Solche Untersuchungen sollten von den Anmeldern durchgeführt werden, wenn beispielsweise Unsicherheiten im Hinblick auf die Bewertung potenzieller Risiken bei der Anwendung von Stoffen bestehen oder die Wirksamkeit von Risikominderungsmaßnahmen überprüft werden soll. Für den Aspekt der Anreicherung in aquatischen Organismen ist zu prüfen, inwieweit Untersuchungen mit bestehenden Monitoringprogrammen verbunden werden können.
- Die Integration eines chemisch-analytischen Nachzulassungsmonitorings für Human- und Veterinärarzneimittelwirkstoffe in die bestehenden Pharmakovigilanzsysteme könnte dazu beitragen, Unsicherheiten in der Umweltrisikobewertung von Arzneimittelwirkstoffen zu verringern und demzufolge die Umweltsicherheit von Arzneimittelwirkstoffen zu verbessern. Für Arzneimittelwirkstoffe, bei denen der Verdacht besteht, dass sie besonders kritisch für die Umwelt sind, wird empfohlen, ein

Nachzulassungsmonitoring in bereits vorhandene Routinemonitoringprogramme oder Sondermessprogramme einzubinden.

Für eine Verbesserung des Datentransfers von den Trägern der Monitoringprogramme an die Stoffbewertung und -regulierung (UBA, Fachbereich IV) werden die folgenden Empfehlungen gegeben:

- Um die derzeit bestehenden Informationslücken zu schließen, sollten künftig über die Bund/Länder-Vereinbarung zum Datenaustausch hinausgehend dem UBA Monitoringdaten zu zusätzlichen Stoffen und Messstellen zur Verfügung gestellt werden. Hierzu sollte eine gezielte Absprache auf der Arbeitsebene zwischen den zuständigen Landesämtern und dem Fachbereich II des UBA über die Übersendung stattfinden.
- Zwischen den Trägern der Monitoringprogramme und dem UBA könnten gemeinsame Sondermessprogramme vereinbart werden, um Ergebnisse zu speziellen Fragestellungen zu erhalten.
- Relevante Monitoringdaten sollten in einer zentralen Datenbank allen Beteiligten zugänglich gemacht werden. Bestehende Datenbanken sollten verlinkt werden.
- Zu einem intensiveren Informationsaustausch kann auch eine nationale Fachtagung „Monitoring und Stoffbewertung“ beitragen, an der alle relevanten Gruppen beteiligt werden. Diese Veranstaltung sollte regelmäßig, z.B. im Abstand von zwei Jahren, stattfinden. Zielgruppen wären neben den Landesbehörden (Aufgabenbereich Monitoring) und Bundesbehörden (Aufgabenbereich Stoffbewertung und Zulassung) Vertreterinnen und Vertreter von Forschungseinrichtungen (Fachgebiete Screening und Stoffbewertung), Umweltorganisationen und Umweltanalytik-Institutionen. Neben dem Informationsaustausch können hierdurch die persönlichen Kontakte zwischen den verschiedenen Akteuren gestärkt und ausgebaut werden.
- Es wird empfohlen, die Kommunikation zwischen den monitoringrelevanten Fachgebieten im Fachbereich II des UBA und dem Fachbereich IV (Stoffbewertung) weiter zu intensivieren. Es wird der Bedarf gesehen, in den einzelnen Bereichen stärker Kompetenz aufzubauen, um Daten wie z.B. Monitoringdaten aus anderen Bereichen optimal nutzen zu können.
- Grundsätzlich wird empfohlen, dass das UBA in geeigneter Weise um den Zugang zu relevanten Datenbanken bzw. -sammlungen im nationalen und internationalen Bereich ersucht, wenn diese nicht oder nur auszugsweise öffentlich zugänglich sind (z.B. Monitoringdaten aus dem Deutschen Bienenmonitoring, dem Falkeneimonitoring, dem Arktismonitoring usw.).
- Die Vernetzung mit dem marinen Monitoring (OSPAR, HELCOM) und dem Arktismonitoring (Netzwerk AMAP) sollte weiter ausgebaut werden.

Für eine effizientere Nutzung von stoffbezogenen Daten für die Monitoringprogramme wurden die folgenden Empfehlungen erarbeitet:

- Die Träger der Monitoringprogramme sollten Daten zu umweltrelevanten Stoffeigenschaften und Informationen über Entscheidungen der Stoffregulierung (z.B.

Stoffzulassungen, -verbote und -einschränkungen) sowie über Verbrauchsmengen bzw. prognostizierte Umwelteinträge erhalten.

- Der Informationstransfer an die Träger der Monitoringprogramme sollte viertel- oder halbjährlich erfolgen. Für jährliche anfallende Daten wie z.B. Verbrauchsmengen bzw. prognostizierte Eintragsmengen bietet sich eine jährliche Berichterstattung an.
- Zum gemeinsamen Informationsaustausch könnte ein Internetportal oder auch ein Bereich im Portal „WasserBLIcK“ dienen, in das von Seiten des Fachbereich IV des UBA regelmäßig relevante Stoffinformationen und konkrete Anfragen zu Monitoringdaten eingestellt werden. Auch die Länder sollten dieses Portal aktiv nutzen und ihrerseits relevante Monitoringdaten mitteilen, die außerhalb der Bund/Länder-Vereinbarung zum Datenaustausch erhoben werden. Ergänzend könnte eine turnusgemäße Versendung von Informationen aus dem Bereich der Stoffbewertung in Form eines Newsletters an die Träger der Monitoringprogramme erfolgen.

8 Quellenverzeichnis

3M (1995). Assessment of bioaccumulatve properties of ammonium perfluorooctanoic acid: static fish. Confidential study report. U.S. Environmental Protection Agency Administrative Record 226-0496.

3M (2003). Environmental and health assessment of perfluorooctane sulfonic acid and its salts. Prepared by 3M in consultation with J Moore, J Rodricks, D Turnbull, W Warren-Hicks.

AbfKlärV (2012). Klärschlammverordnung vom 15. April 1992 (BGBl. I S. 912), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 12 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 geändert worden ist. Bundesgesetzesblatt I S. 212.

Ackermann J, Vierke l, Scheringer M (2013). Ferntransportpotenzial von Chemikalien – Wie kann diese besorgniserregende Stoffeigenschaft in der PBT-Bewertung unter REACH berücksichtigt werden? Mitteilung Umweltchem. Ökotox. 19 (1), 2-5.

ACP (2005). Food and environmental protection act 1985, part III. Control of pesticides regulations 1986. Evaluation of fully approved or provisionally approved products. Evaluation on: Irgarol 1051: use as a booster biocide in antifouling products. Advisory Committee on Pesticides. The Health and Safety Executive, Biocides & Pesticides Assessment Unit, Department for Environment, Food and Rural Affairs, Pesticides Safety Directorate (PSD), UK.

Aden K, Binner R, Fischer R, Gottschild D, Kloskowski R, Schinkel K, Michalski B (2002). Schutz des Grundwassers vor Pflanzenschutzmitteleinträgen: Leitlinie zur Aufklärung von Funden und zur Durchführung von zulassungsbegleitenden Monitoringstudien. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 54, 125-129.

Ahrenholz U, Bergmann S, Bosshammer K, Busch D, Dreher K, Eichler W, Geueke KJ, Grubert G, Hähnle J, Kraft M, Leisner-Saaber J, Oberdddörfer M, Rauchfuss K, Respondek R, Reupert R, Rose-Luther J, Schroers S, Tiedt M, Just P, Poschner A, Susset B (2011). Verbreitung von PFT in der Umwelt, Ursachen – Untersuchungsstrategie – Ergebnisse – Maßnahmen. LANUV-Fachbericht 34. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.

Ahting M, Berkner S, Blondzik K, Ebert I., Hein A, Jäger S, Matezki S, Pickl C, Wogram J (2012). Informationen zu Stoffen mit wahrscheinlicher ökotoxikologischer Gewässerrelevanz. Persönliche Mitteilung, Umweltbundesamt, Dessau, Stand April 2012.

Alexy R, Kümpel T, Kümmerer K (2004). Assessment of degradation of 18 antibiotics in the closed bottle test. Chemosphere 57, 505-512.

Alix A (2012). Environmental monitoring of pesticides: development of guidance to perform and use monitoring in the regulatory context. Vortrag, 12th International Fresenius Conference 'The New Biocidal Products Regulation'. Mainz, 27.-28.11.2012.

AMAP (2013) Arctic Monitoring and Assessment Programme - an Arctic Council Working Group (http://www.amap.no/).

Arle J, Blondzik K, Claussen U, Duffek A, Heidemeier J, Hilliges F, Hoffmann A, Koch D, Leujak W, Mohaupt V, Naumann S, Richter S, Ringeltaube P, Schilling P, Schröter-Kermani C, Ullrich A, Wellmitz J, Wolter R (2010). Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil 2 - Gewässergüte. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Stand Juli 2010.

Arnot JA, Gobas FAPC (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. Environ. Rev. 14, 257-297.

Bach M, Hollis J (2013). Comment on 'Regulatory FOCUS surface water models fail to predict insecticide concentrations in the field'. Environ. Sci. Technol. 47, 1177-1178.

Bachor A, Carstens M, Kliztsch S, Korcynski I, Lemke G, Mathes J, Müller J, Schenk M, Seefeldt O, Schöppe C, A. Schumann, Tonn B, von Weber M (2008). Gewässergütebericht 2003 / 2004 / 2005 / 2006, Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, Gewässerkundlicher Landesdienst der Staatlichen Ämter für Umwelt und Natur, Güstrow.

Baker MR, Schindler DE, Holtgrieve GW, St Louis VL (2009). Bioaccumulation and transport of contaminants: migrating sockeye salmon as vectors of mercury. Environ. Sci. Technol. 43, 8840-8846.

BAuA (2010). German proposal for the restriction of PAHs in consumer products. Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Dortmund.

BAuA (2013). Annex XV dossier. Proposal for identification of a substance as a CMR 1a OR 1b, PBT, vPvB or a substance of an equivalent level of concern. Substance name(s): pentadecafluorooctanoic acid (PFOA), EC Number(s): 206-397-9, CAS Number(s): 335-67-1. Submitted by BAuA, Dortmund, Germany.

BBA (2001). BBA nimmt zinnorganisches Pflanzenschutzmittel vom Markt. Pressemitteilung vom 09.08.2001. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig (www.bba.de/mitteil/presse/01081001.htm).

BBodSchG (1998). Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) vom 17.03.1998. Bundesgesetzblatt I S. 502.

BBodSchV (1999). Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999. Bundesgesetzblatt S. 1554.

Benotti MJ, Brownawell BJ (2009). Microbial degradation of pharmaceuticals in estuarine and coastal seawater. Environ. Pollut. 157, 994-1002.

Bereswill R, Schulz R (2011). Prüfung von Managementmaßnahmen zur Risikominderung potentieller Pflanzenschutzmittel-Einträge in aquatische Lebensräume auf ihre Implementierung in Deutschland und Entwicklung eines Anwendungstools. Endbericht Dezember 2011. Institut für Umweltwissenschaften, Landau.

Bereswill R, Streloke M, Schulz R (2013). Current-use pesticides in stream water and suspended particles following runoff: exposure, effects, and mitigation requirements. Environ. Toxicol. Chem. 32, 1254-1263.

Bereswill R, Streloke M, Schulz R (2014). Risk mitigation measures for diffuse pesticide entry into aquatic ecosystems: proposal of a guide to identify appropriate measures on a catchment scale. Integr. Environ. Assess. Manag. 10, 286-298.

Bergmann A, Fohrmann R, Weber F-A (2011). Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Abschlussbericht, UBA-Gutachten FKZ 360 14 013. IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH, Mühlheim/Ruhr und Biebesheim/Rhein. UBA-Texte 66/2011.

Bergmann H, Grünwald K, Detzner H-D (2006). Fachbericht Abbau von Tributylzinn / TBT in Sedimenten und Baggergut. Literaturübersicht, Versuche, praktische Erfahrungen. Hafentechnische Gesellschaft Fachausschuss Baggergut

Biegler-Engler A (2012). Persönliche Mitteilung. Umweltbundesamt, Dessau, 25. Juli 2012

BfN (2014). Helsinki-Kommission (HELCOM). Bundesamt für Naturschutz, Bonn (http://www.bfn.de/20056.html).

BfR (2010). Krebserzeugende polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Verbraucherprodukten sollen EU-weit reguliert werden - Risikobewertung des BfR im Rahmen eines Beschränkungsvorschlages unter REACH. Stellungnahme Nr. 032/2010 des BfR vom 26. Juli 2010.

BfR (2012). Überprüfung der toxikologischen Referenzwerte (ARfD, ADI) für Chlorpyrifos. Stellungnahme Nr. 026/2012 vom 1. Juni 2012. Bundesamt für Risikobewertung, Berlin (http://www.bfr.bund.de/cm/343/ueberpruefung-der-toxikologischen-referenzwerte-arfd-adi-fuer-chlorpyrifos.pdf).

Bidleman T, Bidleman F, Helm PA, Braune BM, Gabrielsen GW (2010). Polychlorinated naphthalenes in polar environments - a review. Sci. Total Environ. 408, 2919-2935.

Bignert A (2013). PIA statistical application developed for use by the Arctic Monitoring and Assessment Programme (Trend Analysis Package), (http://www.amap.no/documents/download/1823).

Bischoff B, Süß A, Mueller ACW, Stähler M, Pestemer W (2004). Zustand der Gewässer im Obstanbaugebiet 'Altes Land'. Chemisch-biologische Untersuchungen. Monatsschrift - Magazin für den Gartenbau-Profi 03/2004, 162-164.

Bio Intelligence Service (2013). Study on the environmental risks of medicinal products, Final Report. Erstellt im Auftrag der Executive Agency for Health and Consumers der Europäischen Kommission.

BLMP (2013). Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt (http://www.blmp-online.de/index.htm).

Boehmer W, Ruedel H, Wenzel A, Schroeter-Kermani C (2004). Retrospective monitoring of triclosan and methyl-triclosan in fish: results from the German Environmental Specimen Bank. Organohalogen Compd. 60, 1516-1521.

Borga K, Kidd KA, Muir DC, Berglund O, Conder JM, Gobas FA, Kucklick J, Malm O, Powell D (2012). Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. Integr. Environ. Assess. Manag. 8, 64-84.

Boxall ABA, Comber SD, Conrad AU, Howcroft J, Zaman N (2000). Inputs, monitoring and fate modelling of antifouling biocides in UK estuaries. Marine Pollut. Bullet. 40, 898-905.

Boxall ABA, Tarazona JV, Ternes T, Metcalfe C, Schmitt H, Knacker T (2007). Scientific opinion paper on the environmental risk assessment of human and veterinary medicines. Deliverable report D 20 for the EU-project ‘Environmental risk assessment of pharmaceuticals’ (ERAPharm). Project no. SSPI-CT-2003-511135.

Brauch HJ, Gabriel S, Hüther-Windbiel U, Leclerc N, Mallat E, Metzinger M, Sacher F, Stretz A, Wenz M (2002). Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt, Teilprojekt: Vorkommen von Pharmaka und Hormonen in Grund-, Oberflächenwässern und Böden in Baden-Württemberg. Abschlussbericht,

Projekt-Nr. U33-00.01. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe.

Brooks BW, Chambliss CK, Stanley JK, Ramirez A, Banks KE, Johnson RD, Lewis RJ (2005). Determination of select antidepressants in fish from an effluent-dominated stream. Environ. Toxicol. Chem. 24, 464-469.

Burkhard LP, Cowan-Ellsberry C, Embry MR, Hoke RA, Kidd KA (2012a). Introduction to special series: Bioaccumulation data from laboratory and field studies: Are they comparable? Integr. Environ. Assess. Manag. 8, 13-16.

Burkhard LP, Arnot JA, Embry MR, Farley KJ, Hoke RA, Kitano M, Leslie HA, Lotufo G, Parkerton TF, Sappington KG, Tomy GT, Woodburn KB (2012b). Comparing laboratory and field measured bioaccumulation endpoints. Integr. Environ. Assess. Manag. 8, 17-31.

Burkhard LP, Arnot JA, Embry MR, Farley KJ, Hoke RA, Kitano M, Leslie HA, Lotufo GR, Parkerton TF, Sappington KG, Tomy GT, Woodburn KB (2012c). Comparing laboratory- and field-measured biota-sediment accumulation factors. Integr. Environ. Assess. Manag. 8, 32-41.

Burzynski M (2000). Sheboygan river food chain and sediment contaminant assessment. Final Project Report. U.S. EPA, Great Lakes National Program Office, Chicago, IL, USA.

Butt CM, Muir DCG, Stirling I, Kwan M, Mabury SA (2007). Rapid response of Arctic ringed seals to changes in perfluoroalkyl production. Environ. Sci. Technol. 41, 42-49.

Butt CM, Berger U, Bossi R, Tomy GT (2010). Levels and trends of poly- and perfluorinated compounds in the Arctic environment. Sci. Total Environ. 408, 2936-2965.

BVL (2007). BVL setzt die Anwendung tolylfluanidhaltiger Pflanzenschutzmittel im Freiland aus. Pressemitteilung vom 21.02.2007. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Braunschweig (www.bvl.bund.de/DE/08_PresseInfothek/01_FuerJournalisten/01_Presse_und_Hintergrundinformationen/04_Pflanzenschutzmittel/2007/2007_02_21_pi_tolylfluanid-Feb2007.html?nn=1401276).

BVL (2009a). Zulassungsbericht ACCENT (006258-00/00). Wirkstoff: Nicosulfuron. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL), Braunschweig (http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/01_zulassungsberichte/006258-00-00.pdf?__blob=publicationFile&v=3).

BVL (2009b). Zulassungsbericht Spectrum Gold (006380-00/00). Wirkstoffe: Dimethenamid, Terbuthylazin. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL), Braunschweig (http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/01_zulassungsberichte/006380-00-00.pdf?__blob=publicationFile&v=3)

BVL (2010). Zulassungsbericht Cuprozin progress (006895-00/00). Wirkstoff: Kupferhydroxid. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL), Braunschweig (http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/01_zulassungsberichte/006895-00-00.pdf?__blob=publicationFile&v=3).

BVL (2011). Berichte zur Lebensmittelsicherheit 2010, Monitoring. BVL-Reporte. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Berlin (www.bvl.bund.de).

BVL (2013). Bundesamt für Verbraucherschutz und Landwirtschaft, Inlandsabsatz und Export von Pflanzenschutzmitteln (http://www.bvl.bund.de/DE/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/03_PSMInlandsabsatzExport/psm_PSMInlandsabsatzExport_node.html).

BVL (2014). Liste der zugelassenen Pflanzenschutzmittel in Deutschland mit Informationen über beendete Zulassungen, Stand Januar 2014. Bundesamt für Verbraucherschutz und Landwirtschaft, Braunschweig.

BVL, PEI (2012). Pharmakovigilanz – ohne Nebenwirkungsmeldung geht es nicht. Deutsches Tierärzteblatt 3/2012, 370-372.

Chemikaliengesetz (2013). Chemikaliengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. Juli 2008 (BGBl. I S. 1146), zuletzt geändert durch §44 Absatz 6 des Gesetzes vom 22. Mai 2013 (BGBl. I S. 1324), Grundsätze der Guten Laborpraxis (GLP).

Christensen TK, Lassen P, Elmeros M (2012). High exposure rates of anticoagulant rodenticides in predatory bird species in intensively managed landscapes in Denmark. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 63, 437-444.

Clara M, Strenn B, Kreuzinger N (2004). Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. Water Res. 38, 947-954.

Clara M, Kreuzinger N, Strenn B, Gans O, Kroiss H (2005). The solids retention time – a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. Water Res. 39, 97-106.

Conder JM, Gobas FAPC, Borga K, Muir DCG, Powell DE (2012). Use of trophic magnification factors and related measures to characterize bioaccumulation potential of chemicals. Integr. Environ. Assess. Manag. 8, 85-97.

Cornelese AA, Boesten JJTI, Leistra M, van der Linden AMA, Linders JBHJ, Pol JWW, Verschoor AJ (2003). Monitoring data in pesticide registration. Report 601450015, prepared for Directorate General for Environmental Protection, Directorate for Soil, Water and Agriculture. RIVM, Bilthoven, NL.

Cunningham VL, Perino C, D'Aco VJ, Hartmann A, Bechter R (2010). Human health risk assessment of carbamazepine in surface waters of North America and Europe. Regul. Toxicol. Pharmacol. 56, 343-51.

CVUA (2009). Perfluorierte Tenside in Fischen aus dem Bodensee. Chemisches und Veterinäruntersuchungsamt (http://www.ua-bw.de/uploaddoc/cvuaka/PFTin Bodenseefischen_2009.pdf).

CVUA (2011). Chemisches und Veterinäruntersuchungsamt Freiburg, Dioxine, PCB und weitere Schadstoffe in (Wild-)Fischen aus Binnengewässern in Baden-Württemberg (http://www.ua-bw.de/uploaddoc/cvuafr/monitoring_fisch_2010_stand_120111.pdf).

CWSS (2013). The trilateral cooperation on the protection of the wadden sea. Common Waddensea Secretary, Wilhelmshaven (http://www.waddensea-secretariat.org/index.html).

Davis JW, Gonsior SJ, Markham DA and Marty GT (2004). Investigation of the biodegradation of ^{14}C-hexabromo-cyclododecane in sludge, sediment and soil. Confidential study report, Toxicology and Environmental Research and Consulting, The Dow Chemical Company, Midland, Michigan, USA.

de Knecht J, Boucard T, Brooks B, Crane M, Eirkson C, Gerould S, Koschorreck J, Scheef G, Solomon K, Yan Z (2009). Environmental risk assessment and management of veterinary medicines. In: Veterinary medicines in the environment (Crane M, Boxall ABA, Barrett K, Hrsg.), S. 21-55. SETAC / CRC Press, Boca Raton, USA.

de Poorter LRM, Hogendoorn EA, Luit RJ (2011). Criteria voor zeer zorgwekkende Stoffen. RIVM Briefrapport 601357004/2011. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) (http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601357004.pdf).

de Werd HAE, Kruijne R (2011). Interpretation of surface water monitoring results in the authorisation procedure of plant protection products in the Netherlands. Report Nr. 2011-02, Alterra Wageningen, Niederlande (http://edepot.wur.nl/168761).

de Wit C, Herzke D, Vorkamp K (2010). Brominated flame retardants in the Arctic environment - trends and new candidates. Sci. Total Environ. 408, 2885-2918.

DEFRA (2010). Post-approval monitoring - approaches and techniques. Final report PS2360. Department for Environment Food & Rural Affairs, London, UK. (http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=PS2360forweb.pdf).

DG SANCO (2012). Evidence needed to identify POP, PBT and vPvB properties for pesticides. Working Document, 25.09.2012 - rev. 3. European Commission Health and Consumers Directorate General, Safety of the Food chain, Chemicals, contaminants, pesticides. Brussels, Luxembourg (http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/approval_active_substances/docs/wd_evidence_needed_to_identify_pop_pbt_vpvb_properties_rev3_en.pdf).

Diedrichs B (2013). Persönliche Mitteilung, 28.01.2013. Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz, Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.

Dieter H (2008). Toxikologische Bewertung von relevanten und nicht relevanten PSM-Metaboliten im Grund- und Trinkwasser. Fachtagung Pflanzenschutzmittel-Metaboliten am 18./19.11.2008. Kurzfassungen der Vorträge. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München (http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/psm_metaboliten/doc/fachtagungkurzfassung_psm_metaboliten.pdf).

Dietz R, Bossi R, Rigét FF, Sonne C, Born EW (2008). Increasing perfluoroalkyl contaminants in east Greenland polar bears (*Ursus maritimus*): A new toxic threat to the arctic bears. Environm. Sci. Technol. 42, 2701-2707.

DIN EN ISO/IEC (2005). Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien. ISO/IEC 17025:2005. Deutsche und Englische Fassung EN ISO/IEC 17025:2005. Beuth Verlag, Berlin.

Drottar KR, Krueger HO (2000). Hexabromocyclododecane (HBCD): a flow-through bioconcentration test with the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Confidential study report. 439A-111. Wildlife International Ltd, Easton, Maryland, USA.

Ebert I (2011). Monitoring von Arzneimitteln in der Umwelt – ein Werkzeug für die Verbesserung der Umweltrisikobewertung? Abstract, Workshop 'Monitoring von Arzneimitteln in der Umwelt – Notwendigkeit, Erfahrungen und Perspektiven für die Arzneimittelzulassung. 14.-15. Dez. 2011, Umweltbundesamt, Dessau.

EBFRIP (2010). The Voluntary Emissions Control Action Programme – measurable schievements. Annual Progress Report 2009 (http://www.vecap.info/uploads/VECAP_report_22%2001.pdf).

Ebke P, Rosenwald J, Satter P, Greener N, Mitchell GC, Horton W (2001). Evaluation of direct and indirect effects of a 400 g/L SC formulation (Stomp 400) of pendimethalin (AC 92553) on aquatic organisms in outdoor pond mesocosms. Confidential report. Nr ECO 00-101.

EC (2000). Technical guidance document in support of the Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market. Guidance on data requirements for active substances and biocidal products. European Chemicals Bureau.

EC (2002). Review report for the active substance glyphosate. Finalised in the Standing Committee on Plant Health at its meeting on 29 June 2001 in view of the inclusion of glyphosate in Annex I of Directive 91/414/EEC. 6511/VI/99-final. European Commission, Health and Consumer Protection Directorate-General. Directorate E, E1, Plant Health.

EC (2003a). Technical guidance document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. EUR 20418 EN/2. European Commission, European Commission Joint Research Centre, Ispra, Italien.

EC (2003b). FOCUS surface water scenarios in the EU evaluation process under 91/414/EEC. Report prepared by the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios. SANCO/4802/2001-rev.2 final.

EC (2003c). Review report for the active substance pendimethalin. Finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on 13 November 2002 in view of the inclusion of pendimethalin in Annex I of Directive 91/414/EEC. 7477/VI/98-final. European Commission, Health and Consumer Protection Directorate-General. Directorate E, E1, Plant Health.

EC (2003d). Regulation (EC) No 782/2003 of the European Parliament and of the Council of 14 April 2003 on the prohibition of organotin compounds on ships. Official Journal of the European Union L115/1-11.

EC (2004a). European Union system for the evaluation of substances 2.0 (EUSES 2.0). Prepared for the European Chemicals Bureau by the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), RIVM Report Nr. 601900005. Bilthoven, Niederlande.

EC (2004b). Directive 2004/27/EC of the European Parliament and of the Council of 31 March 2004 amending Directive 2001/83/EC on the Community code relating to medicinal products for human use. Off. J. Eur. Union L 136, 34-57.

EC (2008). Risk assessment hexabromocyclododecane, CAS-No.: 25637-99-4, EINECS-No.: 247-148-4. Final report, May 2008. European Communities, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

EC (2010). Common implementation strategy for the Water Framework Strategy Directive (2000/60/EC), Technical Report. Guidance document No. 25 on chemical monitoring: monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. European Commission.

EC (2011a). Technical guidance for deriving environmental quality standards. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical guidance for deriving environmental quality standars. European Communities.

EC (2011b). Directive 98/8/EC concerning the placing biocidal products on the market. Inclusion of active substances in Annex I to Directive 98/8/EC. Competent Authority Report. Cybutryne, product type PT 21 (antifouling). Rapporteur member state: The Netherlands.

EC (2011c). Volume 9B of the rules governing medicinal products in the European Union. Guidelines on pharmacovigilance for medicinal products for veterinary use (http://ec.europa.eu/health/files/eudralex/vol-9/vol_9b_2011-10.pdf).

EC (2013a). Consolidated list of existing active substances for which a decision of non-inclusion into Annex I or IA of Directive 98/8/EC has been adopted. Stand Februar 2013. European Commission (http://ec.europa.eu/environment/biocides/non_inclusions.htm).

EC (2013b). Commission implementing regulation (EU) No 485/2013 of 24 May 2013 amending Implementing Regulation (EU) No 540/2011, as regards the conditions of approval of the active substances clothianidin, thiamethoxam and imidacloprid, and prohibiting the use and sale of seeds treated with plant protection products containing those active substances. Official J. Eur. Union L 139/12-26.

ECETOC (1999). Monitoring and modelling of industrial organic chemicals, with particular reference to aquatic risk assessment. Technical Report No. 76. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals. Brüssel, Belgien.

ECHA (2008a). Annex XV dossier. Proposal for identification of a substance as a CMR Cat 1 or 2, PBT, vPvB or a substance of an equivalent level of concern. Proposal for identification of hexabromocyclododecane as a SVHC. European Chemicals Agency, Helsinki, Finland.

ECHA (2008b). Inclusion of substances of very high concern in the candidate list (Decision by the Executive Director). ED/67/2008. European Chemicals Agency, Helsinki, Finland.

ECHA (2010). Praxisanleitungen 2: Melden von Daten mit dem „Beweiskraft der Daten“-Ansatz. ECHA-10-B-05-DE. ISBN-13: 978-92-9217-025-7. Europäische Chemikalienagentur, Helsinki, Finnland.

ECHA (2011). Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Part C: PBT Assessment, Version 1.1. European Chemicals Agency, Helsinki, Finnland.

ECHA (2012a). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Guidance for the implementation of REACH. Chapter R.11: PBT Assessment, Version 1.1. European Chemicals Agency, Helsinki, Finnland.

ECHA (2012b). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Part D: Exposure scenario building. European Chemicals Agency, Helsinki, Finnland.

ECHA (2012c). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.16: Environmental exposure estimation. Version 2.1. European Chemicals Agency, Helsinki, Finnland.

ECHA (2013a). Information on chemicals (http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/registered-substances).

ECHA (2013b). Agreement of the Member State Committee on the identification of pentadecafluoro-octanoic acid (PFOA) as a substance of very high concern according to acticles 57 and 59 of Regulation (EC) 1907/ 2006. Adopted on 14 June 2013. European Chemicals Agency, Helsinki.

EEA (2012). European Environment Agency, Waterbase – Rivers (http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/waterbase-rivers-6).

EFRA (2013). VECAP - The Voluntary Emissions Control Action Programme. Maintaining momentum. European Annual Progress Report 2012 (http://www.vecap.info/flipbook/annual2012/index.html).

EFSA (2008). Perfluoroctansulfonat (PFOS), Perfluoroctansäure (PFOA) und ihre Salze. Wissenschaftliches Gutachten des Gremiums für Kontaminanten in der Lebensmittelkette (Frage Nr. EFSA-Q-2004-163). The EFSA Journal (2008) 653, 1-131.

EFSA (2012). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of postapproval data submitted for the active substance thiamethoxam. EFSA Journal 10, 2601. European Food Safety Authority, Parma, Italy.

EFSA (2013a). Summary dossiers and rapporteur member state assessment reports. European Food Security Authority, Parma, Italien (http://www.efsa.europa.eu/en/pesticidespeerreview/assessmentreports.htm).

EFSA (2013b). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for bees for the active substance thiamethoxam. EFSA Journal 11, 3067. European Food Safety Authority, Parma, Italien.

EFSA (2013c). Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (PPR Panel). EFSA Journal 11, 3290. European Food Safety Authority, Parma, Italien.

EG (1979). Richtlinie des Rates vom 18. September 1979 zur sechsten Änderung der Richtlinie (EWG) Nr. 548/1967 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe (EWG Nr. 831/1979). Amtsblatt L 186/64-65

EG (1991). Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (91/414/EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 230/1-32.

EG (1998). Richtlinie 8/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Februar 1998 über das Inverkehrbringen von Biozid-Produkten. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 123/1-63.

EG (2000). Richtlinie 60/2000 des europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Union L 372/1-72.

EG (2001a). Entscheidung der Kommission Nr. 570 vom 13. Juli 2001 über den von der Bundesrepublik Deutschland mitgeteilten Entwurf einzelstaatlicher Rechtsvorschriften über die Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung zinnorganischer Verbindungen. Amtsblatt der Europäischen Union L 202/37-45.

EG (2001b). Richtlinie 2001/82/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. November 2001 zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Tierarzneimittel (ABl. L 311 vom 28.11.2001, S. 1). Geändert durch: Richtlinie 2004/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 (ABl. L 136, S. 58, 30.04.2004), Richtlinie 2009/9/EG der Kommission vom 10. Februar 2009 (ABl. L 44, S. 10, 14.02.2009), Verordnung (EG) Nr. 470/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates

vom 6. Mai 2009 (ABl. L 152, S. 11, 16.6.2009), Richtlinie 2009/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Juni 2009 (ABl. L 168, S. 33, 30.6.2009), Verordnung (EG) Nr. 596/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Juni 2009 (ABl. L 188, S. 14, 18.7.2009). Berichtigt durch: Berichtigung, ABl. L 86 vom 24.3.2012, S. 25 (596/2009).

EG (2006a). Richtlinie 2006/11/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft. Amtsblatt der Europäischen Union L 64/52-59.

EG (2006b). Verordnung (EG) Nr. 1195/2006 des Rates vom 18. Juli 2006 zur Änderung von Anhang IV der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe. Amtsblatt der Europäischen Union L 217/1-3.

EG (2007a). Berichtigung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission (Amtsblatt der Europäischen Union L 396 vom 30. Dezember 2006). Amtsblatt der Europäischen Union L 136/3-280.

EG (2007b). Richtlinie 2001/83/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. November 2001 zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Humanarzneimittel. (ABl. L 311 vom 28.11.2001, S. 67). Geändert durch: Richtlinie 2002/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Januar 2003 (ABl. L 33, S. 30, 8.2.2003), Richtlinie 2003/63/EG der Kommission vom 25. Juni 2003 (ABl. L 159, S. 46, 27.6.2003), Richtlinie 2004/24/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 (ABl. L 136, S. 85, 30.4.2004), Richtlinie 2004/27/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 (ABl. L 136, S. 34, 30.4.2004), Verordnung (EG) Nr. 1901/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 (ABl. L 378, S. 1, 27.12.2006), berichtigt durch: Berichtigung, (ABl. L 302 vom 20.11.2003, S. 40 (2003/63/EG).

EG (2008). Richtlinie 2008/105/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Amtsblatt der Europäischen Union L 226/1.

EG (2009a). Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und zur Aufhebung der Richtlinien 79/117/EWG und 91/414/EWG des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union L 309/1-50.

EG (2009b). Richtlinie 2001/82/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. November 2001 zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Tierarzneimittel. (ABl. L 311 vom 28.11.2001, S. 1). Geändert durch Richtlinie 2004/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 (ABl. L 136, S. 58, 30.4.2004), Richtlinie 2009/9/EG der Kommission vom 10. Februar 2009 (ABl. L 44, S. 10, 14.2.2009), Verordnung (EG) Nr. 470/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. Mai 2009 (ABl. L 152, S. 11, 16.6.2009), Richtlinie 2009/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Juni 2009 (ABl. L 168, S.33, 30.6.2009), Verordnung (EG) Nr. 596/2009 des Europäischen

Parlaments und des Rates vom 18. Juni 2009 (ABl. L 188 , S. 14, 18.7.2009), berichtigt durch Berichtigung (ABl. L 86 vom 24.3.2012, S. 25 (596/2009).

EG (2009c). Verordnung (EG) Nr. 726/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 zur Festlegung von Gemeinschaftsverfahren für die Genehmigung und Überwachung von Human-und Tierarzneimitteln und zur Errichtung einer Europäischen Arzneimittel-Agentur (ABl. L 136 vom 30.4.2004, S. 1). Geändert durch Verordnung (EG) Nr. 1901/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 (ABl. L 378, S. 1, 27.12.2006), Verordnung (EG) Nr. 1394/2007 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. November 2007 (ABl. L 324, S. 121, 10.12.2007), Verordnung (EG) Nr. 219/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. März 2009 (ABl. L 87, S. 109, 31.3.2009), Verordnung (EG) Nr. 470/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. Mai 2009 (ABl. L 152, S. 11, 16.6.2009).

EG (2009d). Richtlinie (EG) Nr. 2009/90/EG der Kommission vom 31. Juli 2009 zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union L 201/36-38.

EG (2009e). Richtlinie der Kommission 2009/37/EG vom 23. April 2009 zur Änderung der Richtlinie 91/414/EWG des Rates zwecks Aufnahme der Wirkstoffe Chlormequat, Kupferverbindungen, Propaquizafop, Quizalofop-P, Teflubenzuron und Zeta-Cypermethrin. Amtsblatt der Europäischen Union L 104/23-32, 24.4.2009.

EG (2010a). Richtlinie 2010/84/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2010 zur Änderung der Richtlinie 2001/83/EG zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Humanarzneimittel hinsichtlich der Pharmakovigilanz. Amtsblatt der Europäischen Union L 348/74-99.

EG (2010b). Verordnung (EU) Nr. 1235/2010 des europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2010 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 726/2004 zur Festlegung von Gemeinschaftsverfahren für die Genehmigung und Überwachung von Human- und Tierarzneimitteln und zur Errichtung einer Europäischen Arzneimittel-Agentur hinsichtlich der Pharmakovigilanz von Humanarzneimitteln und der Verordnung (EG) Nr. 1394/2007 über Arzneimittel für neuartige Therapien. Amtsblatt der Europäischen Union L 348/1-16.

EG (2011a). Verordnung (EU) Nr. 253/2011 der Kommission vom 15. März 2011 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) hinsichtlich Anhang XIII. Amtsblatt der Europäischen Union L 69/7- L 69/12.

EG (2011b). 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. Amtsblatt der Europäischen Union L 215/4-8.

Ehrlich G, Jöhncke U, Drost W, Schulte C (2011). Problems faced when evaluating the bioaccumulation potential of substances under REACH. Integr. Environ. Assess. Manag. 7, 550-558.

Ehrlich G, Jöhncke U, Drost W, Schulte C (2011). Problems faced when evaluating the bioaccumulation potential of substances under REACH. Integr. Environ. Assess. Manag. 7, 550-558.

EMA/CHMP (2011). Questions and answers on 'Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use'. EMA/CHMP/SWP/44609/2010. European Medicines Agency/Committee for Medicinal Products for Human Use, London.

EMA/CVMP (2010). Concept paper on assessment of persistent, bioaccumulative and toxic (PBT) or very persistent and very bioaccumulative (vPvB) substances in veterinary medicine. EMA/CVMP/ERAWP/389867/2010. European Medicines Agency, Committee for Medicinal Products for Veterinary Use, London.

EMA/CVMP (2012). Guidance on the assessment of persistent, bioaccumulative and toxic (PBT) or very persistent and very bioaccumulative (vPvB) substances in veterinary medicine. EMA/CVMP/ERA/52740/2012. European Medicines Agency, Committee for Medicinal Products for Veterinary Use, London.

EMEA/CHMP (2005). Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use. European Agency for the Evaluation of Medicinal Products/Committee for Proprietary Medicinal Products, London, U.K.CHMP/SWP/4447/00 draft.

EMEA/CHMP (2006). Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use. EMEA/CHMP/SWP/4447/00. European Medicines Agency/Committee for Medicinal Products for Human Use, London.

EMEA/CHMP (2009). Guideline on bioanalytical method validation. EMEA/CHMP/EWP/192217/2009. European Medicines Agency/Committee for Medicinal Products for Human Use, London.

EMEA/CPMP (2001). Discussion paper on environmental risk assessment of non-genetically modified organism (non-GMO) containing medicinal products for human use. European Agency for the Evaluation of Medicinal Products/Committee for Proprietary Medicinal Products, London, U.K. CPMP/SWP/4447/00 draft corr.

EMEA/CPMP (2003). Note for guidance on environmental risk assessment of medicinal products for human use. European Agency for the Evaluation of Medicinal Products/Committee for Proprietary Medicinal Products, London, U.K. CPMP/SWP/4447/00 draft.

EMEA/CVMP (2008a). Revised guideline on environmental impact assessment for veterinary medicinal products in support of the VICH guidelines GL6 and GL38. EMEA/CVMP/ERA/418282/2005-Rev.1. European Medicines Agency/Committee for Medicinal Products for Veterinary Use, London, U.K.

EMEA/CVMP (2008b). Reflection paper on the implementation of Directive 2001/82/EC, as amended, in respect to the assessment of environmental risks of veterinary medicinal products. EMEA/CVMP/182112/2006-CONSULTATION. European Medicines Agency, Committee for Medicinal Products for Veterinary Use, London.

EMEA/CVMP (2009). Recommendation on the evaluation of the benefit-risk balance of veterinary medicinal products. EMEA/CVMP/248499/2007. Adoption by CVMP: 17 April 2009. European Medicines Agency, Committee for Medicinal Products for Veterinary Use, London.

EMEP (2013). European Monitoring and Evaluation Programme (http://www.emep.int/).

Environment Agency (2009). Prioritisation of pharmaceuticals of possible environmental concern. R&D Technical Report, Environment Agency, Bristol, UK.

Esslinger S, Becker R, Jung C, Schröter-Kermani C, Bremser W, Nehls I (2011). Temporal trend (1988-2008) of hexabromocyclododecane enantiomers in herring gull eggs from the German coastal region. Chemosphere 83, 161-167.

EU (2006). 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 (Perfluoroctansulfonate). Amtsblatt der Europäischen Union L 372-L 374.

EU (2011a). Verordnung (EU) Nr. 143/2011 der Kommission vom 17. Februar 2011 zur Änderung von Anhang XIV der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH). Amtsblatt der Europäischen Union L 44/2-6.

EU (2011b). Verordnung (EU) Nr. 253/2011 der Kommission vom 15. März 2011 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) hinsichtlich Anhang XIII. Amtsblatt der Europäischen Union L 69/7-12.

EU (2011c). Technical notes for guidance (TNG). EU evaluation manual for the authorisation of biocidal products. Final Version 1.0. PA&MRFG-Dec11-Doc.6a. European Commission, Directorate General, Environment, Directorate D - Water, Chemicals & Biotechnology, Brüssel, Belgien.

EU (2011d). Verordnung (EU) Nr. 546/2011 der Kommission vom 10. Juni 2011 zur Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich einheitlicher Grundsätze für die Bewertung und Zulassung von Pflanzenschutzmitteln. Amtsblatt der Europäischen Union L 155/127-175.

EU (2012). Verordnung (EU) Nr. 528/2012 des europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Mai 2012 über die Bereitstellung auf dem Markt und die Verwendung von Biozidprodukten. Amtsblatt der Europäischen Union L 167/1-121.

EU (2013a). Richtlinie 2013/39/EU des europäischen Parlaments 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. Amtsblatt der Europäischen Union L 226/1-17.

EU (2013b). Mitteilung der Kommission im Rahmen der Durchführung der Verordnung (EU) Nr. 283/2013 der Kommission vom 1. März 2013 zur Festlegung der Datenanforderungen für Wirkstoffe gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (1). 2013/C 95/01. Amtsblatt der Europäischen Union C 95/1-20.

Evans MS, Muir D, Low G, Boucher M, Krieger M, Boniface R et al. (2006). Spatial and long-term trends in persistent organic contaminants and metals in lake trout and burbot in Great Slave Lake, NT. Synopsis of research conducted under the 2005–2006 Northern Contaminants Programm, Indian and Northern Affairs Canada. Ottawa, Ontario.

Faigle JW, Feldmann KF (1976). Pharmacokinetic data of carbamazepine and its major metabolites in man.In: Epileptic seizure – behaviour – pain (Birkmayer W, ed.), pp. 159–165. University Park Press, London.

FGG Rhein (2013). Flussgebietsgemeinschaft Rhein, elektronisches Informationssystem (http://maps.wasserblick.net:8080/dkrr-zt/default.asp?S=0).

Fick J, Lindberg RH, Kaj L, Brorström-Lundén E (2011). Results from the Swedish national screening programme 2010. Subreport 3. Pharmaceuticals. IVL report B2014. Swedish Environmental Research Institute (IVL), Stockholm, Schweden.

Fliedner A, Rüdel H, Jürling H, Müller J, Neugebauer F, Schröter-Kermani C (2012). Levels and trends of industrial chemicals (PCBs, PFCs, PBDEs) in archived herring gull eggs from German coastal regions. Environ. Sci. Eur. 24:7.

Forbis A, Burgess D, Burnett J (1986). Uptake, depuration and bioconcentration of 14C-AC 92,553 by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). Confidential study report. Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc.

Fortibuoni T, Noventa S, Rampazzo F, Gion C, Formalewicz M, Berto D, Raicevich S (2013): Evidence of butyltin biomagnification along the Northern Adriatic food-web (Mediterranean Sea) elucidated by stable isotope ratios. Environ. Sci. Technol. 47, 3370-3377.

Giesy JP, Dobson S, Solomon KR (2000). Ecotoxicological risk assessment for roundup® herbicide. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 167, 35-120.

Gill HJ, Maggs JL, Madden S, Pirmohamed M, Park BK (1996). The effect of fluconazole and ketoconazole on the metabolism of sulphamethoxazole. Br. J. Clin. Pharmacol. 42, 347-353.

Gobas FA, de Wolf W, Burkhard LP, Verbruggen E, Plotzke K (2009). Revisiting bioaccumulation criteria for POPs and PBT assessments. Integr. Environ. Assess. Manag. 5, 624-637.

Göbel A, Thomsen A, McArdell CS, Joss A, Giger W (2005). Occurrence and sorption behavior of sulfonamides, macrolides and trimethoprim in conventional activated sludge treatment. Env. Sci. Tech. 39, 3981-3989.

Göbel A, McArdell CS, Joss A, Siegrist H, Giger W (2007). Fate of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in different wastewater treatment technologies. Sci. Total Environ. 372, 361-371.

Götz C, Stamm C, Fenner K, Singer H, Schärer M, Hollender J (2010). Targeting aquatic micro-contaminants for monitoring: exposure categorization and application to the Swiss situation. Environ. Sci. Pollut. Res. 17, 341-354.

Götz CW (2010). Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Kombination von Expositions- und ökotoxikologischen Effektdaten. gwa 7/2010, 575-585.

Gröning J, Held C, Garten C, Claussnitzer U, Kaschabek SR, Schlömann M (2007). Transformation of diclofenac by the indigenous microflora of river sediments and identification of a major intermediate. Chemosphere 69, 509-516.

Groß R, Bunke D, Joas R, Bauer S, Floredo Y, Führ M, Kleihauer S, Schenten J (2013). Evaluation and coordination of methods and indicators for the environmental monitoring of chemicals in Germany to fulfil an efficacy assessment and a success control under REACH. FKZ 3710 63 404. Final report for the German Environment Agency, Dessau Rosslau. Öko-Institut e.V., Freiburg, BiPRO GmbH, München, Germany, sofia/Hochschule Darmstadt, Darmstadt, Germany.

Hanson ML, Small J, Sibley PK, Boudreau TM, Brain RA, Mabury SA, Solomon KR (2005). Microcosm evaluation of the fate, toxicity, and risk to aquatic macrophytes from perfluorooctanoic acid (PFOA). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 49, 307-316.

Haybach A, Luxenburger HJ, Gergen R (2011). Aktuelle PCB-Belastungen von Schwebstoffen und Fischen in Saarländischen Fließgewässern. Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz des Saarlands, Saarbrücken.

Heininger P, Pelzer J, Claus E, Pfitzner S (2003). Results of long-term sediment quality studies on the river Elbe. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 31, 356-367.

HELCOM (2014a). Core indicator hazardous substances. Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission (http://helcom.fi/baltic-sea-trends/hazardous-substances/indicators/).

HELCOM (2014b). Helsinki convention. State July 2014. Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission (http://helcom.fi/about-us/convention/).

Hemfler M, Weidner E, Emmerich K-H, Gabriel S, Becht A, Berthold G (2010). Umsetzung der Qualitätszielverordnung. Hessisches Programm nach § 3 der Qualitätszielverordnung und Artikel 6 der Richtlinie 2006/11/EG Stand 2008. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden.

Henderson AM, Gervais JA, Luukinen B, Buhl K, Stone D (2010). Glyphosate technical fact sheet. National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services (http://npic.orst.edu/factsheets/ glyphotech.pdf).

Hennig P, Thiemann K (2011). Phase-out- und Cut-off-Kriterien in den Zulassungsverfahren der REACH-, Biozid- und Pflanzenschutzmittel-Verordnungen. StoffR. 4, 142-152.

HLUG (2011). Bestimmung von Arzneimittel-Wirkstoffen in hessischen Fließgewässern im Rahmen des Pflanzenschutzmittel-Monitorings - Messergebnisse von 2007 bis 2010 (Stand 2011). Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (http://www.hlug.de/start/wasser/fliessgewaesser-chemie/spurenstoffe/arzneimittel.html).

Hoferkamp L, Hermanson MH, Muir DCG (2010). Current use pesticides in Arctic media; 2000-2007. Sci. Total Environ. 408, 2985-2994.

Holm G, Snape JR, Murray-Smith R, Talbot J, Taylor D, Sörme P (2013). Implementing ecopharmaco-vigilance in practice: challenges and potential opportunities. Drug Saf. 36, 533-546.

Holmström KE, Berger U (2008). Tissue distribution of perfluorinated surfactants in common guillemot (*Uria aalge*) from the Baltic Sea. Environ. Sci. Technol. 42, 5879-5884.

Holt MS, Fox K, Grießbach E, Johnson S, Kinnunen J, Lecloux A, Murray-Smith R, Peterson DR, Schröder R, Silvani M, ten Berge WFJ, Toy RJ, Feijtel TCM (2000). Monitoring, modelling and environmental exposure assessment of industrial chemicals in the aquatic environment. Chemosphere 41, 1799-1808.

Hommen U (2004). Auswertung der wichtigsten in Deutschland durchgeführten Monitoringstudien zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen. Bericht im Auftrag des BVL, Braunschweig. Fraunhofer IME, Schmallenberg (http://www.ime.fraunhofer.de/de/geschaeftsfelderAE/Boden_Gewaesserschutz/Oekol_Monitoring/_jcr_content/contentPar/linklist_0/linklistPar/download/file.res/2004%20Hommen%20et%20al%20Report%20Monitoringstudien%20in%20D.pdf).

Hübner G, Gierig M, Frey S, Sengl M, Waller U, Körner W (2011a). Analyse und Verteilungsverhalten von perfluorierten Chemikalien und anderen persistenten organischen Spurenstoffen in Klärschlamm und Boden, Teil 1: Klärschlammuntersuchungen. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg.

Hübner G, Gierig M, Rast U, Sengl M (2011b). Analyse und Verteilungsverhalten von perfluorierten Chemikalien und anderen persistenten organischen Spurenstoffen in Klärschlamm und Boden, Teil 2: Verteilungsverhalten von PFC. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg.

Huerta B, Rodríguez-Mozaz S, Barceló D (2012). Pharmaceuticals in biota in the aquatic environment: analytical methods and environmental implications. Anal. Bioanal. Chem. 404, 2611-2624.

Huggett DB, Cook JC, Ericson JF, Williams RT (2003). A theoretical model for utilizing mammalian pharmacology and safety data to prioritize potential impacts of human pharmaceuticals to fish. Hum. Ecol. Risk Assess. 9, 1789-1799.

Hughes JS, Alexander MM, Wisk JD (1992). Effect of AC 92553 on growth of the green alga, *S. capricornutum*. Confidential study report B400-32-1. Malcom Pirnie.

Hughes J, Sharp E, Taylor MJ, Melton L, Hartley G (2013). Monitoring agricultural rodenticide use and secondary exposure of raptors in Scotland. Ecotoxicology 22, 974-984.

Hung H, Kallenborn R, Breivik K, Yushan S, Brorström-Lundén E, Olafsdottir K, Thorlacius JM, Leppänen S, Bossi R, Skov H, Manø S, Patton GW, Stern G, Sverko E, Fellin P (2010). Atmospheric monitoring of organic pollutants in the Arctic under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP): 1993-2006. Sci. Total Environ. 408, 2854-2873.

ICES (2013). International Council for the Exploration of the Sea (http://www.ices.dk/Pages/default.aspx).

IKSE (2008). Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Internetportal IKSE, Gewässergüte, Zahlentafeln 2008 (http://www.ikse-mkol.org/index.php?id=200).

IKSE (2009). Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Internetportal IKSE, Gewässergüte, Zahlentafeln 2009 (http://www.ikse-mkol.org/index.php?id=200).

IKSE (2010). Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Internetportal IKSE, Gewässergüte, Zahlentafeln 2010 (http://www.ikse-mkol.org/index.php?id=200).

IKSE (2013). Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Internationales Messprogramm Elbe, (http://www.ikse-mkol.org/index.php?id=211&L=2%20class%3Dl%22%20onfocus%3D%22b).

IKSR (2006-2012). Zahlentafeln (http://maps.wasserblick.net:8080/iksr-zt/tableauxIKSR.asp?S=0&JA).

IKSR (2009a). Sedimentmanagementplan Rhein (Zusammenfassung). Bericht Nr. 175, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

IKSR (2009b). International koordinierter Bewirtschaftungsplan für die internationale Flussgebietseinheit Rhein, Koblenz. Internationale Kommission zum Schutz des Rhein.

IMS MIDAS® Hosp. & Pharm. (2013). Chemical Country Profile Germany 2000-2012. Elektronische Datenbank.

Jardine TD, Kidd KA, Fisk AT (2006). Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. Environ. Sci. Technol. 40, 7501-7511.

Jaworska J, van Genderen-Takken H, Hanstveit A, van de Plassche E, Feijtel T (2002). Environmental risk assessment of phosphonates, used in domestic laundry and cleaning agents in the Netherlands. Chemosphere 47, 655–665.

Jjemba PK (2006). Excretion and ecotoxicity of pharmaceuticals and personal care products in the environment. Ecotox. Environ. Saf. 63, 113-130.

Jœrgensen, SE, Halling-Sœrensen B (2000). Drugs in the environment. Chemosphere 40, 691-699.

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.

Joss A, Keller E, Alder AC, Göbel A, McArdell CS, Ternes T, Siegrist H (2005). Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. Water Res. 39, 3139-3152.

Joss A, Carballa M, Kreuzinger N, Siegrist H, Zabczynski S (2006). Wastewater treatment. In: Human pharmaceuticals, hormones and fragrances. The challenge of micropollutants in urban water management (Ternes TA, Joss A, eds.), pp. 243-292. IWA Publishing, London, UK.

Kah M, Brown CD (2008). Log D: lipophilicity for ionisable compounds. Chemosphere 72, 1401-1408.

Kahle M, Nöh I (2009). Biozide in Gewässern: Eintragspfade und Informationen zur Belastungssituation und deren Auswirkungen. UBA-Texte 09/09. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Karl S, Thomas K, Mayer O, Schultze B, Wilkinson K, Scherzer J, Trapp M (2013). GIS-gestützte Auswertung von PSM-Funden im Grundwasser im Rahmen von Monitoring und Fundaufklärungsverfahren: Entwicklung einer zusammenführenden Geodatenbank – Zeitliche und räumliche Analyse der Funddaten in Deutschland zur Identifizierung des Risikos für das Grundwasser am Beispiel des Wirkstoffs Bentazon sowie Ableitung von Bewertungsstrategien und Entscheidungskriterien. FKZ 360 03 052, Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau. RLP Agroscience, UDATA, Neustadt/Weinstraße.

Kaufmann-Boll C, Tischler B, Siebigs A (2012). Bodendaten in Deutschland, Übersicht über die wichtigsten Mess- und Erhebungsaktivitäten für Böden. ahu AG Wasser · Boden · Geomatik, Aachen, im Auftrag des Umweltbundesamts, Dessau (http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4291.pdf).

Keessen A, Freriks A, van Rjswick M (2012). The legal instruments for the control of emissions of medicines for human and veterinary use. Institute for Constitutional and Administrative Law/ Centre for Environmental Law and Policy, Utrecht University.

Kidd KA, Blanchfield PJ, Mills KH, Palace VP, Evans RE, Lazorchak JM, Flick RW (2007). Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 104, 8897-8901.

Kirchner M, Jakobi G, Levy W, Kocsis G, Henkelmann B, Pfister G, Bernhöft S, Fischer N, Schramm K-W, Hangen E, Körner W, Kronawitter H (2011). Erfassung von persistenten organischen Schadstoffen im bayerischen Alpenraum, Projekt: POPALP, Teil Boden, Nadeln, Deposition, Luft. Endbericht für das Bayerische Landesamt für Umwelt. Helmholtz-Zentrum München GmbH, Institut für Ökologische Chemie in Zusammenarbeit mit dem Bayerischem Landesamt für Umwelt und den Wasserwirtschafts-ämtern Traunstein.

Klecka GM, DCG Muir (2008). Summary of the SETAC Pellston Workshop on 'Science-based guidance and framework for the evaluation and identification of PBTs and POPs', 28.01-01.02.2008, Pensacola,

Florida, USA
(http://www.setac.org/resource/resmgr/publications_and_resources/pbtpopsexecutivesummary.pdf).

Klöppel H, Kördel W, Stein B (1997). Herbicide transport by surface runoff and herbicide retention in a filter strip - rainfall and runoff simulation studies. Chemosphere 35, 129-141.

Knäbel A, Stehle S, Schäfer RB, Schulz R (2012). Regulatory FOCUS surface water models fail to predict insecticide concentrations in the field. Environ. Sci. Technol. 46, 8397-8404.

Knäbel A, Stehle S, Schäfer RB, Schulz R (2013a). Response to comment on 'Regulatory FOCUS surface water models fail to predict insecticide concentrations in the field'. Environ. Sci. Technol. 47, 1179-1180.

Knäbel A, Stehle S, Schäfer RB, Schulz R (2013b). Response to comment on 'Regulatory FOCUS surface water models fail to predict insecticide concentrations in the field'. Environ. Sci. Technol. 47, 3017-3018.

Knacker T (2011). Notwendigkeit eines Arzneimittel-Monitorings aus wissenschaftlicher Sicht am Beispiel von PBT-Stoffen. Erweitertes Abstract, Workshop 'Monitoring von Arzneimitteln in der Umwelt – Notwendigkeit, Erfahrungen und Perspektiven für die Arzneimittelzulassung. 14.-15. Dez. 2011, Umweltbundesamt, Dessau.

Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000). Mitteilung der Kommission. Die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. KOM(2000)1 endgültig. Brüssel, Belgien.

Kools SAE, Boxall ABA, Moltmann JF, Bryning G, Koschorreck J, Knacker T (2008). A ranking of European veterinary medicines based on environmental risks. Integr Environ. Assess. Manag. 4, 399-408.

Kormos JL, Schulz M, Kohler HP, Ternes TA (2010). Biotransformation of selected iodinated X-ray contrast media and characterization of microbial transformation pathways. Environ. Sci. Technol. 44, 4998-5007.

Kormos JL, Schulz M, Ternes TA (2011). Occurrence of iodinated X-ray contrast media and their biotransformation products in the urban water cycle. Environ. Sci. Technol. 45, 8723-8732.

Koschi C (2012). Bioakkumulation bei bayerischen Kläranlagen, Ergebnisse von 2003 bis 2009. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg.

Koschi C (2013). Welchen Sinn haben Fischteiche im Ablauf von Kläranlagen. Untersuchungen zur Bioakkumulation. KA Betriebs-Info 43, Januar 2013.

Koschorreck J (2011). Conference for European environmental specimen banks, Berlin, 21-22 June 2010. German Federal Ministry for Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, German Federal Environment Agency, NORMAN Network.
(http://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/Manuskript%20ESB%20Conf%20final.pdf)

Koschorreck J, Conrad A, Körner A, Rüther M, Schröter-Kermani C, Mohaupt V, Kolossa-Gehring M, Fliedner A, Rüdel H (2012). Die Umweltprobenbank - Umweltbeobachtung mit Proben von Mensch und Umwelt. Umweltbundesamt, Dessau
(http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/umweltprobenbank-0).

Kostich MS, Lazorchak JM (2008). Risks to aquatic organisms posed by human pharmaceutical use. Sci. Total Environ. 389, 329-339.

Kovalova L, Siegrist H, Singer H, Wittmer A, McArdell CS (2012). Hospital wastewater treatment by membrane bioreactor: Performance and efficiency for organic micropollutant elimination. Environ. Sci. Technol. 46, 1536-1545.

Kövecses J, Marcogliese DJ (2005). Avermectins: potential environmental risks and impacts on freshwater ecosystems in Quebec. Scientific and technical report ST-233E. Environment Canada, Quebec Region, St. Lawrence Centre, Montreal.

Krauß-Kalweit I (2005). Internationales Messprogramm ‚PCB und verwandte Stoffe an Schwebstoffen und in Fischen in Mosel und Saar 2004'. Endbericht. Internationale Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar (IKSMS), Trier.

Kunkel U, Radke M (2008). Biodegradation of acidic pharmaceuticals in bed sediments: insight from a laboratory experiment. Environ. Sci. Technol. 42, 7273-7279.

Kunkel U, Radke M (2012). Fate of pharmaceuticals in rivers: deriving a benchmark dataset at favorable attenuation conditions. Water Res. 46, 5551-5565.

Kushner EJ (1976). On determining the statistical parameters for pollution concentration from a truncated data set. Atmosph. Environ. 10, 975-979.

Lam MW, Young CJ, Brain RA, Johnson DJ, Hanson MA, Wilson CJ, Richards SM, Solomon KR, Mabury SA (2004). Aquatic persistence of eight pharmaceuticals in a microcosm study. Environ. Toxicol. Chem. 23, 1431-1440.

Lammel G, Zetzsch C (2007). POPs – schwer abbaubare Chemikalien. Chemie in unserer Zeit 41, 276-284.

Langford KH, Reid M, Thomas KV (2013). The occurrence of second generation anticoagulant rodenticides in non-target raptor species in Norway. Sci. Total Environ. 450/451, 205-288.

Law RJ, Bersuder P, Barry J, Wilford BH, Allchin CR, Jepson PD (2008). A significant downturn in levels of hexabromocyclododecane in the blubber of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded or bycaught in the UK: an update to 2006. Environ. Sci. Technol. 42, 9104-9109.

LAWA (2003). Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuch-Verlag GmbH, Berlin.

LAWA (2011). Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern. Arbeitspapier IV.3: Konzeption für Biotauntersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen gemäß RL 2008/105/EG (Stand: 18.10.2011). Ständiger Ausschuss ‚Oberirdische Gewässer und Küstengewässer', Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser.

LAWA (2013). Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern, Arbeitspapier IV.4: Empfehlungen für Schwebstoff- und Sedimentuntersuchungen an ausgewählten Überblicksmessstellen (RaKon IV.4). Stand Dezember 2013. Ständiger Ausschuss ‚Oberirdische Gewässer und Küstengewässer', Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser.

Leisewitz A, Fengler S, Seel P (2013). Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe. Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen. Zusammenfassender Abschlussbericht 1991-2003. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (http://www.hlug.de/start/wasser/fliessgewaesser-chemie/spurenstoffe/weitere-

spurenstoffe/orientierende-messungen-gefaehrlicher-stoffe-in-wasser-schwebstoff-abwasser-und-klaerschlamm.html).

Leslie HA, Leonards PE, Shore RF, Walker LA, Bersuder PR, Morris S, Allchin CR, Boer J (2011). Decabromodiphenylether and hexabromocyclododecane in wild birds from the United Kingdom, Sweden and The Netherlands: Screening and time trends. Chemosphere 82, 88-95.

Letcher RJ, Bustnes JO, Dietz R, Jenssen BM, Jørgensen EH, Sonne C, Verreault J, Vijayan MM, Gabrielsen GW (2010). Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in Arctic wildlife and fish. Sci. Total Environ. 408, 2995-3043.

LfU (2013a). Erfassung von persistenten organischen Schadstoffen im bayerischen Alpenraum, Zusammenfassung, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg (http://www.lfu.bayern.de/boden/pop_alp/index.htm).

LfU (2013b). Belastung von Fischen und Muscheln. Bayerisches Landesamt für Umwelt (http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/analytik_org_stoffe_perfluorierte_chemikalien/pfc_belastung_fische_muscheln/index.htm).

LfU (2013c). Persönliche Mitteilung Andre Pavlovic, Bayerisches Landesamt für Umwelt, 9. Juni 2013.

LfU (2014). Anreicherung von organischen Schadstoffen. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg (http://www.lfu.bayern.de/umweltqualitaet/umweltbeobachtung/schadstoffe_luft/organische_schadstoffe/index.htm).

LfULG (2013). Gewässergütedaten, Stand Juli 2013. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/7112.htm).

Liebig M (2005). Untersuchungen zu Umweltrisikoabschätzungen von Humanpharmaka und Inhaltsstoffen von Körperprodukten vor dem Hintergrund europäischer Bewertungskonzepte. Dissertation. Fachbereich Biologie und Informatik, Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt/Main, Deutschland.

Liebig M, Moltmann JF, Knacker T (2006). Evaluation of measured and predicted environmental concentrations of selected human pharmaceuticals and personal care products. Environ. Sci. Pollut. Res. 13, 110-119.

Liebig M, Floeter C, Hahn T, Wenzel A, Knacker T (2011). Entwicklung von wirksamen Maßnahmen zur Verringerung des Umweltrisikos von Tier- und Humanarzneimitteln. FKZ 3709 65 403. Abschlussbericht für das Umweltbundesamt, Dessau. ECT Oekotoxikologie GmbH, Flörsheim/Main, science & law consult, Hamburg, Fraunhofer-Institut für Toxikologie und Experimentelle Medizin (ITEM), Hannover, Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie(IME), Schmallenberg.

Liess M, von der Ohe PC (2005). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. Environ. Toxicol. Chem. 24, 954-965.

Liess M, Brown C, Dohmen P, Duquesne S, Hart A, Heimbach F, Kreuger J, Lagadic L, Maund S, Reinert W, Streloke M, Tarazona JV (2005). Effects of pesticides in the field. EPIF, SETAC Press, Brüssel Belgien.

Liou JS, Szostek B, DeRito CM, Madsen EL (2010). Investigating the biodegradability of perfluorooctanoic acid. Chemosphere 80, 176-183.

LNU (2008). Gewässerbeobachtung, Zahlentafel 2006, Fließgewässer, Seen, Küstengewässer, Deposition, Grundwasser, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek (http://www.umweltdaten.landsh.de/bestell/publgew.html).

Löffler D, Römbke J, Meller M, Ternes TA (2005). Environmental fate of pharmaceuticals in water/sediment systems. Environ. Sci. Technol. 39, 5209-5218.

LUBW (2012a). Klärschlamm aus kommunalen Kläranlagen. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/26029/).

LUBW (2012b). Vogeleier spiegeln langlebige Umwelt-Gifte. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Warndienst Wanderfalke (http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/101766/?COMMAND=DisplayBericht&FIS=91063&OBJECT=101766&MODE=METADATA).

LUBW (2013). Jahresdatenkatalog Stand 2013. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (http://jdkfg.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/300/).

LUBW/GVDW-TZW (2002). Vorkommen von Pharmaka und Hormonen in Grund-, Oberflächengewässern und Böden in Baden-Württemberg. Abschlussbericht des Teilprojekt im Rahmen des Projektes Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg / DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe.

Lundstedt-Enkel K, Tysklind M, Trygg J, Schuller P, Asplund L, Eriksson U, Häggberg L, Odsjö T, Hjelmberg M, Olsson M, Örberg J (2005). A statistical resampling method to calculate biomagnification factors exemplified with organochlorine data from herring (*Clupea harengus*) muscle and guillemot (*Uria aalge*) egg from the Baltic sea. Environ. Sci. Technol. 39, 8395-8402.

Lynch MR (1995). Procedures for assessing the environmental fate and ecotoxicity of pesticides. SETAC Europe, Brüssel, Belgien.

Mackay D, Arnot JA, Gobas FA, Powell DE (2013). Mathematical relationships between metrics of chemical bioaccumulation in fish. Environ. Toxicol. Chem. 32, 1459–1466.

Mangels G (1991). Pendimethalin (AC 92, 553): anaerobic aquatic degradation in static Canadian pond water. Confidential study report, project no. PD-M 28-5: E-89-30: 0466. American Cyanamid Co.

Marencic H, de Vlas, J (2009). Quality status report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Trilateral Monitoring and Assessment Group (TMAG), Wilhelmshaven.

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.

Mason M (2011). Harmonisation of exposure assessments for biocides, REACH and plant protection product legislation. Vortrag, 4th SETAC Europe Special Science Symposium ‘The environmental risk assessment of biocides: regulatory challenges and scientific solutions‘. 25.-26.10. 2011, Brüssel, Belgien.

Matthies M, Klasmeier J, Beyer A, Ehling C (2009). Assessing persistence and long-range transport potential of current-use pesticides. Environ. Sci. Technol. 43, 9223-9229.

Matthies, M, Zarfl C, Ehling C, Scheringer M, MacLeod M, Ubl S (2011). Advancements of concepts for identification of substances of very high concern (SVHC) in terms of the REACH regulation. FKZ 3709

65 409, Abschlussbericht für das Umweltbundesamtes. Institute of Environmental Systems Research, University of Osnabrück, Safety and Environmental Technology Group, ETH Zürich.

Meesters RJ, Schroeder HF (2004). Perfluorooctane sulfonate – a quite mobile anionic anthropogenic surfactant, ubiquitously found in the environment. Water Sci. Technol. 50, 235-242.

Metcalfe C, Boxall A, Fenner K, Kolpin D, Servos M, Silberhorn E, Staveley J (2009). Exposure assessment of veterinary medicines in aquatic systems. In: Veterinary medicines in the environment (Crane M, Boxall ABA, Barrett K, Hrsg.), S. 57-96. SETAC / CRC Press, Boca Raton, USA.

Miège C, Choubert JM, Ribeiro L, Eusèbe M, Coquery M (2009). Fate of pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plants–conception of a database and first results. Environ. Pollut.157, 1721-1726.

Miller A, Bignert A, Porvari P, Danielsson S, Verta M (2013). Mercury in perch (*Perca fluviatilis*) from Sweden and Finland. Water Air Soil Pollut. 224,1472.

Minh NH, Isobe T, Ueno D, Matsumoto K, Mine M, Kajiwara N, Takahashi S, Tanabe S (2007). Spatial distribution and vertical profile of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecanes in sediment core from Tokyo Bay, Japan. Environ. Pollut. 148, 409-417.

Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (2012). Anthropogene Spurenstoffe in Gewässern. Spurenstoffbericht Baden-Württemberg 2012. Stuttgart.

MKULNV (2013). Wasserinformationssystem ELWAS-WEB, Stand Juli 2013. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/wasser/wasserinfo/index.php)

Moermond CT, Janssen MP, de Knecht JA, Montforts MH, Peijnenburg WJ, Zweers PG, Sijm DT (2012). PBT assessment using the revised annex XIII of REACH: a comparison with other regulatory frameworks. Integr. Environ. Assess. Manag. 8, 359-371.

Mohr S, Schröder H, Feibicke M, Berghahn R, Arp W, Nicklisch A (2008). Long-term effects of the antifouling booster biocide Irgarol 1051 on periphyton, plankton and ecosystem function in freshwater pond mesocosms. Aquat. Toxicol. 90, 109-120.

Mohr S, Berghahn R, Mailahn W, Schmiediche R, Feibicke M, Schmidt R (2009). Toxic and accumulative potential of the antifouling biocide and TBT successor irgarol on freshwater macrophytes: a pond mesocosm study. Environ. Sci. Technol. 43, 6838-6843.

Möllerfeld J, Römbke J (1993). Determination of the degradability and persistence of 14C-Glyphosate in the water/sediment-system. Confidential study report.

MONARPOP (2006). Monitoring network in the alpine region for persistent and other organic pollutants (http://www.monarpop.at/on_the_fly/MONARPOP_de.php).

MUDAB (2013). Meeresumweltdatenbank, verwaltet durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde, Stand Juli 2013.

Muir DCG, de Wit CA (2010). Trends of legacy and new persistent organic pollutants in the circumpolar Arctic: overview, conclusions, and recommendations. Sci. Total Environ. 408, 3044-3051.

MUNLV (2009). Maßnahmenprogramm für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas 2010 – 2015. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Munz N, Leu C, Wittmer I (2012). Pestizidmessungen in Fliessgewässern. Schweizweite Auswertung. Aqua & Gas 11, 32-42.

Murray-Smith R, Ramil M (2007). Workshop on the use of modeling and monitoring in the environmental risk assessment of human medicines. Drug Inf. J. 41, 195-199.

Muttzall PI (1993). Water/sediment biodegradation of 14C-glyphosate. Confidential study report, no. IMW-92-0022. Feinchemie, Agrichem, Luxan.

Nicholson MD, Fryer R, Larsen JR (1998). Temporal trend monitoring: robust method for analysing contaminant trend monitoring data. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences No. 20. International Council for the Exploration of the Sea, Kopenhagen, Dänemark.

Nilsson AE, Huntington HP (2009). Arctic pollution 2009: persistent organic pollutants, radioactivity, human health. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norwegen (http://www.amap.no/documents/doc/arctic-pollution-2009/88).

NILU (2014). Norwegian Institute for Air Research (http://ebas.nilu.no/).

NORMAN (2013). NORMAN Prioritisation Framework for emerging substances. Prepared by NORMAN Working Group on Prioritisation of emerging substances. ISBN 978-2-9545254-0-2. NORMAN Association, Paris, France. http://www.norman-network.net/sites/default/files/norman_prioritisation_manual_15%20April2013_final_for_website_0.pdf.

NORMAN (2014). EMPODAT - database of geo-referenced monitoring and bio-monitoring data on emerging substances in air, water and soil. Network of reference laboratories for monitoring of emergent environmental pollutants.

Nyström B, Becker van Slooten K, Berard A, Grandjean D, Druart JC, Leboulanger C (2002). Toxic effects of Irgarol 1051 on phytoplankton and macrophytes in Lake Geneva. Water Res. 36, 2020-2028.

Odsjö T (2006). The environmental specimen bank, Swedish Museum of Natural History - a base for contaminant monitoring and environmental research. J. Environ. Monit. 8, 791-794.

OECD (1992). Ready biodegradability. Guideline for the testing of chemicals, No. 301. OECD, Paris, Frankreich.

OECD (2000a). Adsorption-desorption using a batch equilibrium method. OECD guidelines for testing of chemicals, No. 106. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, Frankreich.

OECD (2000b). Report of the OECD workshop on improving the use of monitoring data in the exposure assessment of industrial chemicals. OECD Environmental Health and Safety Publications, Series on Testing and Assessment No. 18. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.

OECD (2002a). Aerobic and anaerobic transformation in aquatic sediment systems. OECD guidelines for testing of chemicals, No. 308. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, Frankreich.

OECD (2002b). Co-operation on existing chemicals. Hazard assessment of perfluorooctance sulfonate (PFOS) and its salts. Organisation for Economic co-operation and Development, Environment Directorate, Joint Meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides and Biotechnology. ENV/JM/RD(2002)17/FINAL.

OECD (2012). Bioaccumulation in fish: aqueous and dietary exposure. OECD guidelines for testing of chemicals, No. 305. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, Frankreich.

Offenthaler I, Bassan R, Belis C, Garo-Stach I, Ganz S, Iozza S, Jakobi G, Kaiser A, Kirchner M, Knoth W, Kräuchi N, Levy W, Moche W, Nurmi-Legat J, Raccanelli S, Schramm K-W, Schröder P, Sedivy I, Simoncic P, Staudinger M, Thanner G, Uhl M, Vilhar U, Weiss P, Jakl T (2009). MONARPOP Technical Report. Revised edition. Österreichisches Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.

OGewV (2011). Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom 20. Juli 2011. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011, Teil I, Nr. 37, 1429-1469.

Ohliger R, Schulz R (2010). Water body and riparian buffer strip characteristics in a vineyard area to support aquatic pesticide exposure assessment. Sci. Total Environ. 408, 5405-5413.

OSPAR (2005). Cut-off values for the selection criteria of the OSPAR dynamic selection and prioritisation mechanism for hazardous substances. Reference Number 2005-9. OSPAR Convention for the protection of the marine environment of the north-east Atlantic. Meeting of the OSPAR Commission, Malahide, Ireland, 27 June - 1 July 2005 (http://www.ospar.org/documents/dbase/decrecs/agreements/05-09e_cut-off-value%20agreement.doc).

OSPAR (2011). Background document on organic tin compounds. OSPAR Hazardous Substances Series. Updated version 2011 (http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00535/P00535_Background%20on%20organic%20tin%20compounds_Update%202011.pdf).

OSPAR (2013a). CEMP monitoring manual. Guidelines for monitoring of hazardous substances (http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=00200304000135_000000_000000).

OSPAR (2013b). Protecting and conserving the North-East Atlantic and its resources (http://www.ospar.org/welcome.asp?menu=0).

OSPAR (2014). Hazardous Substances - chemicals. (www.ospar.org/content/content.asp?menu=01460304880000_000000_000000).

Pavlovic A (2013). Persönliche Mitteilung. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 9. Juni 2013.

Petenati T (2013). Persönliche Mitteilung, 29.01.2013. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Schleswig-Holstein

Radjenovic J, Petrovic M, Barceló D (2009). Fate and distribution of pharmaceuticals in waste-water and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor(MBR) treatment. Water Res. 43,831-841.

Radke M, Lauwigi C, Heinkele G, Mürdter TE, Letzel M (2009). Fate of the antibiotic sulfamethoxazole and its two major human metabolites in a water sediment test. Environ. Sci. Technol. 43, 3135-3141.

Ramirez AJ, Mottaleb MA, Brooks BW, Chambliss CK (2007). Analysis of pharmaceuticals in fish using liquid chromatography-tandem mass spectrometry. Anal. Chem. 79, 3155-3163.

Rechenberg B, Hickmann S, Adler N, Bachmann J, Brandt U, Koch W, Ebert I, Thumm E (2009). Umweltrisiken von Arzneimitteln. Gesetzlicher Rahmen, Bewertungsgrundlagen, Fallbeispiele. Vortrag, Sitzung des AK Chemikalienbewertung, 21. Okt. 2009, Frankfurt/Main.

Reetz M (2013). Persönliche Mitteilung, 29.01.2013. Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer.

Reichenberger S (2013). Comment on 'Knäbel et al. (2012). Regulatory FOCUS surface water models fail to predict insecticide concentrations in the field; Environ. Sci. Technol. 46, 8397-8404'. Environ. Sci. Technol. 47, 3015-3016.

Richter S, Völker J, Dworak T, Friedl C (2010). Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern. Ergebnisse der Bewirtschaftungsplanung 2009 in Deutschland. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.

Rigét F, Bignert A, Braune B, Stow J, Wilson S (2010). Temporal trends of legacy POPs in Arctic biota, an update. Sci. Total Environ. 408, 2874-2884.

Rönnefahrt I (2011). Regulatorische Anforderungen, Erfahrungen und offene Fragen. Vortrag, Workshop 'Monitoring von Arzneimitteln in der Umwelt – Notwendigkeit, Erfahrungen und Perspektiven für die Arzneimittelzulassung. 14.-15. Dez. 2011, Umweltbundesamt, Dessau.

Rönnefahrt I (2013). EU legislation – challenges and future perspectives of environmental risk assessments (ERA). Vortrag. Informa, 8th Annual Conference 'Regulation of veterinary medicines and generics in Europe', Barcelona, 04.-05.09.2013.

Rosenkranz P, von der Ohe W, Moritz R, Genersch E, Büchler R, Berg S, Otten C (2010). Deutsches Bienenmonitoring - ‚DeBiMo', Projektzeitraum 01/2010-12/2010. Schlussbericht für die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bonn. Universität Hohenheim - Landesanstalt für Bienenkunde, Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES) - Institut für Bienenkunde Celle, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg - Institut für Biologie, Bereich Zoologie, Länderinstitut für Bienenkunde Hohen Neuendorf e.V., Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen, Bieneninstitut Kirchhain, Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum Westerwald-Osteifel - Fachzentrum Bienen und Imkerei Mayen in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer.

Rosenkranz P, von der Ohe W, Moritz R, Genersch E, Büchler R, Berg S, Otten C (2012). Deutsches Bienenmonitoring - ‚DeBiMo', Projektzeitraum: 01/2011-02/2012. Zwischenbericht für die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bonn. Universität Hohenheim - Landesanstalt für Bienenkunde, Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES) - Institut für Bienenkunde Celle, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg - Institut für Biologie, Bereich Zoologie, Länderinstitut für Bienenkunde Hohen Neuendorf e.V., Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen, Bieneninstitut Kirchhain, Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum Westerwald-Osteifel - Fachzentrum Bienen und Imkerei Mayen in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer.

Roshon RO (1997). A toxicity test for the effects of chemicals on the non-target submersed aquatic macrophyte *Myriophyllum sibiricum* Komarov. PhD thesis, University of Guelph, Guelph, Canada.

RPA, BRE Environment (2004). Perfluorooctane sulphonate. Risk reduction strategy and analysis of advantages and drawbacks. Final report for the Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency for England and Wales. Risk & Policy Analysts Limited, Norfolk, UK, BRE Environment, Watford, UK.

Rüdel H, Knopf B (2012). Vorbereitung eines Monitoring-Konzepts für Biozide in der Umwelt. FuE-Vorhaben FKZ 360 04 036. Bericht für das Umweltbundesamt. Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie (IME), Schmallenberg.

Rüdel H, Lepper P, Steinhanses J, Schröter-Kermani C (2003). Retrospective monitoring of organotin compounds in marine biota from 1985 to 1999: Results from the German Environmental Specimen Bank. Environ. Sci. Technol. 37, 1731-1738.

Rüdel H, Fliedner A, Herrchen M (2007). Strategie für ein stoffangepasstes Gewässermonitoring - Machbarkeitsstudie. Erfassung potentiell sorbierender oder akkumulierender Stoffe in den Kompartimenten Biota, Sedimenten und Schwebstoffen (Projekt für das österreichische Lebensministerium, Wien (www.lebensministerium.at/publikationen/wasser/archiv/strategie_fuer_ein_stoffangepasstes_gewaessermonitoring-machbarkeitsstudie.html).

Rüdel H, Steinhanses J, Müller J, Schröter-Kermani C (2009). Retrospektives Monitoring von Organozinnverbindungen in biologischen Proben aus Nord- und Ostsee - sind die Anwendungsbeschränkungen erfolgreich? Umweltwiss. Schadst. Forsch. 21, 282-291.

Rüdel H, Müller J, Jürling H, Bartel-Steinbach M, Koschorreck J (2011). Survey of patterns, levels, and trends of perfluorinated compounds in aquatic organisms and bird eggs from representative German ecosystems. Environ. Sci. Pollut. Res. 18, 1457-1470.

Rüdel H, Müller J, Quack M, Klein R (2012): Monitoring of hexabromocyclododecane diastereomers in fish from European freshwaters and estuaries. Environ Sci Pollut Res 19, 772-783.

Salmi T, Määttä A, Anttila P, Ruoho-Airola T, Amnell T (2002). Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall test and Sen's slope estimates - the EXCEL template application MAKESENS. Report code FMI-AQ-31. Finnish Meteorological Institute, Helsinki, Finnland.

Schäfers C, Hommen U, Dembinski M, Gonzalez-Valero JF (2006). Aquatic macroinvertebrates in the Altes Land, an intensely used orchard region in Germany: Correlation between community structure and potential for pesticide exposure, Germany. Environ. Toxicol. Chem. 25, 3275-3288.

Schäffer A (2010). Bioavailability and long-term fate of xenobiotics in the soil environment. Vortrag, Workshop 'Nicht-Extrahierbare Rückstände – NER', 22.-23. Juni 2010, Umweltbundesamt, Dessau.

Scheringer M, Jones KC, Matthies M, Simonich S, van de Meent D (2009). Multimedia partitioning, overall persistence, and long-range transport potential in the context of POPs and PBT chemical assessments. Integr. Environ. Assess. Manag. 5, 557-576.

Scheytt T, Mersmann P, Lindstädt R, Heberer T (2005). Determination of sorption coefficients of pharmaceutically active substances carbamazepine, diclofenac, and ibuprofen, in sandy sediments. Chemosphere 60,245-53.

Schieszl B, Recker M, Körner A, Ricking M (2012). Adaption of the Environmental Specimen Bank sedimentation box (ESB-SB) to small and low-flow rivers. In: Tagungsband Die Elbe und ihre Sedimente. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, 10.-11. Oktober 2012, Hamburg, S. 172-173.

Schilli C, Rinklebe J, Lischeid G, Kaufmann-Boll C, Lazar S (2011). Auswertung der Veränderungen des Bodenzustands für Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) und Validierung räumlicher Trends unter Einbeziehung anderer Messnetze. Teil B: Datenauswertung und Weiterentwicklung des Monitorings. UBA-Texte 90/2011. Umweltbundesamt, Dessau.

Schneidereit M (2005). Verbrauchsmengen von Tierarzneimitteln. In: Arzneimittel in der Umwelt – zu Risiken und Nebenwirkungen fragen Sie das Umweltbundesamt. UBA-Texte 29/05. Umweltbundesamt, Dessau.

Schröder HF (2003). Determination of fluorinated surfactants and their metabolites in sewage sludge samples by liquid chromatography with mass spectrometry and tandem mass spectrometry after pressurised liquid extraction and separation on fluorine-modified reversed-phase sorbents. J. Chromatogr. A. 1020, 131-151.

Schulte C (2006). Persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe in der EU – Anspruch und Wirklichkeit. Mitt. Umweltchem. Ökotox. 12 (3), 65-68.

Schültken H, Herbst V, Jandel B, Köster K (2004). Gewässermonitoring Altes Land - Ergebnisbericht 2003. Report des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (NLÖ), Hildesheim.

Schulz R (2011). Stellungnahme des Einzelsachverständigen für die 51. Sitzung des Ausschusses für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz zur öffentlichen Anhörung zum Thema: “Neuordnung des Pflanzenschutzrechtes”. Deutscher Bundestag, Ausschussdrucksache 17(10)624-G.

Schulze T, Ricking M, Schröter-Kermani C, Körner A, Denner H-D, Weinfurtner K, Winkler A, Pekdeger A (2007). The German Environmental Specimen Bank: Sampling, processing, and archiving sediment and suspended particulate matter. J Soils Sediments 7, 361-367.

Schwarzbauer J, Ricking M (2010). Non-target screening analysis of river water as compound related base for monitoring measures. Environ. Sci. Pollut. Res. 17, 934-947.

Shen (1997). The metabolism of psychoactive drugs: a review of enzymatic biotransformation and inhibition. Biol. Psychiatry 41, 814-826.

Solomon K, Matthies M, Vighi M (2013). Assessment of PBTs in the European Union: a critical assessment of the proposed evaluation scheme with reference to plant protection products. Environ Sci Europe 25:10.

Sørmo EG, Salmer MP, Jenssen BM, Hop H, Baek K, Kovacs KM, Lydersen C, Falk-Petersen S, Gabrielsen GW, Lie E, Skaare JU (2006). Biomagnification of polybrominated diphenyl ether and hexabromocyclododecane flame retardants in the polar bear food chain in Svalbard, Norway. Environ. Toxicol. Chem. 25, 2502-2511.

St Louis VL, Rudd JW, Kelly CA, Bodaly RA, Paterson MJ, Beaty KG, Hesslein RH, Heyes A, Majewski AR (2004). The rise and fall of mercury methylation in an experimental reservoir. Environ. Sci. Technol. 38, 1348-1358.

Starrfelt J, Borgå K, Ruus A, Fjeld E (2013). Estimating trophic levels and trophic magnificationfactors using Bayesian inference. Environ. Sci. Technol. 47, 11599-11606.

StA UIS (2009). „Austausch von Gewässergütedaten“ zur Verwaltungsvereinbarung über den Datenaustausch im Umweltbereich zwischen Bund und Ländern, Anhang II -01. Ständiger Aussschuss für Umweltinformationssysteme (StA UIS) - Fachgremium für Umweltinformation und -informatik der

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Klima, Energie, Mobilität - Nachhaltigkeit (BLAG KliNa) der Umweltministerkonferenz der Bundesrepublik Deutschland. Stand 10.06.2009 (http://blak-uis.server.de/servlet/is/145/)

Steffen D (2001). Triphenylzinn in Gewässern Niedersachsens - Betrachtung der Kompartimente Wasser, Schwebstoff, Sediment und aquatische Organismen sowie ein Vergleich zu Butylzinnverbindungen. Dissertation, Universität Lüneburg.

Steffen D (2009). Biota-Monitoring in niedersächsischen Gewässern - Untersuchung von Fischen auf ausgewählte Humanarzneimittel. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hannover, Hildesheim.

Steffen D, Wunsch H, Kämmereit M (2009). Biota-Monitoring in niedersächsischen Gewässern - Untersuchungen von Fischen auf Pflanzenschutzmittel. Oberirdische Gewässer, Bd. 30. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).

Steger-Hartmann T, Länge R, Schweinfurth H (1999). Environmental risk assessment for the widely used iodinated X-ray contrast agent iopromide (Ultravist). Ecotoxicol. Environ. Saf. 42, 274-281.

Stern GA, Tomy G (2007). Temporal trend studies of trace metals and halogenated organic compounds (HOCs), including new and emerging persisstent compounds, in Mackenzie River burbot, Fort Good Hope, NWT. Synopsis of research conducted under the 2006–2007 Northern Contaminants Program. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, ON.

Stockholms läns landsting (2011). Environmentally classified pharmaceuticals, Stockholm, Schweden.

Stumpf M, Ternes TA, Haberer K, Baumann W (1998). Isolierung von Ibuprofen-Metaboliten und deren Bedeutung als Kontaminanten der aquatischen Umwelt. Vom Wasser 91, 291-303.

Sturm S, Kiefer J, Kollotzek D, Rogg JM (2010). Aktuelle Befunde der Metaboliten von Tolylfluanid und Chloridazon in den zur Trinkwasserversorgung genutzten Grundwasservorkommen Baden-Württembergs. gwf - Wasser Abwasser 10/2010, 950-959.

Subedi B, Du B, Chambliss CK, Koschorreck J, Rüdel H, Quack M, Brooks BW, Usenko S (2012). Occurrence of pharmaceuticals and personal care products in German fish tissue: a national study. Environ. Sci. Technol. 46, 9047-9054.

Swackhamer D, Needham L, Powell D, Muir D (2009). Use of measurement data in evaluating exposure of humans and wildlife to POPs/PBTs. Integr. Environ. Assess. Manag. 5, 638-661.

Tait A (2009). Adverse environmental effects and veterinary medicinal products. In: Veterinary pharmacovigilance. Adverse reactions to veterinary medicinal products (Woodward KN, Hrsg.). Wiley-Blackwell, Chichester, UK.

Ternes TA (1998). Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. Water Res. 11, 3245-3260.

Ternes TA (2001). Pharmaceuticals and metabolites as contaminants of the aquatic environment. In: Pharmaceuticals and personal care products in the environment. Scientific and regulatory issues (Daughton CG, Jones-Lepp, TL, eds.). American Chemical Society, Washington DC, USA.

Ternes TA, Hirsch R (2000). Occurrence and behaviour of X-ray contrast media in sewage facilities and the aquatic environment. Environ. Sci. Technol. 34, 2741-2748.

Ternes TA, Herrmann N, Bonerz M, Knacker T, Siegrist H, Joss A (2004). A rapid method to measure the solid-water distribution coefficient (K_d) for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. Water Res. 38, 4075-4084.

Ternes TA, Bonerz M, Herrmann N, Teiser B, Andersen HR (2007). Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: an option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. Chemosphere 66, 894-904.

Theobald N, Schäfer S, Baaß A-C (2011). Perfluorierte Verbindungen in archivierten Fischproben der Umweltprobenbank des Bundes. Abschlussbericht, Projekt FKZ 301 02 038 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau. Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie.

Thumm E, Willhaus K, Höllrigl-Rosta A (2010). Regulatorische Behandlung von NER in den Stoffgesetzen, Vortrag, Workshop ‚Nicht-Extrahierbare Rückstände – NER', 22.-23. Juni 2010, Umweltbundesamt, Dessau.

TLUG (2012). Unveröffentlichte Daten. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie.

TLUG (2013). Referenzmessprogramm ‚Allergene und kanzerogene Luftschadstoffe'. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (http://www.tlug-jena.de/de/tlug/uw_bericht/2011/luft/sondermessprogramme/).

TMAP (2009). TMAP guidelines for an integrated wadden sea monitoring. Version 2009. Trilateral Monitoring and Assessment Programme (http://www.waddensea-secretariat.org/monitoring-tmap/manual-guidelines).

TZW (2010). Pflanzenschutzmittel im Grundwasser. Technologiezentrum Wasser (TZW) des Deutschen Vereins des Gas- und Wasserfaches e.V. (www.tzw.de/de/abteilungen/grundwasser_boden/pflanzenschutzmittel_im_grundw-91/).

U.S. EPA (1985). Field agricultural runoff monitoring (FARM) manual. EPA 600/3-85/043. United States Environmental Protection Agency, Athens, GA, USA (http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=30000JM5.TXT).

U.S. EPA (1997). Reregistration eligibility decision (RED) Pendimethalin. EPA 738-R-97-007. United States Environmental Protection Agency, Prevention, Pesticides and Toxic Substances (7808W), Washington DC, USA.

U.S. EPA (2008). Fate, fransport and fransformation fest guidelines. OPPTS 835.6100. Terrestrial field dissipation. EPA 712-C-08-020. United States Environmental Protection Agency.

U.S. EPA (2012). EPI Suite v4.11. Estimation Program Interface (EPI) Suite. United States Environmental Protection Agency, Washington DC, USA. www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm.

Uhlig S, Simon K, Schick N, Köhler S, Rothmaler D (2002). Entwicklung statistischer Verfahren für Ringversuche, Methodenvalidierung und Auswertung von marinen Daten Teilvorhaben II: Zusammenstellung und Bewertung von statistischen Verfahren zur Auswertung von biologischen und chemischen Daten in der MUDAB. Forschungsbericht 298 25 235 im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 35/02. quo data, Gesellschaft für Qualitätsmanagement und Statistik mbH, Dresden (http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2152.pdf).

UM (2013). Umweltbericht 2011. Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (http://www.umwelt.niedersachsen.de/umweltbericht/schutzgueter/wasserressourcen_und_wasserqualitaet/abwasser/klaerschlamm/klaerschlamm-88756.html).

Umweltbundesamt (2008). Umweltprobenbank des Bundes, Konzeption. Stand Oktober 2008 (www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/Konzeption_Okt_2008_de.pdf).

Umweltbundesamt (2010a). Bericht der Bundesrepublik Deutschland zur Durchführung der Richtlinie 2006/11/EG. Zeitraum 2005 - 2007. Stand: Dezember 2007. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau. (http://gis.uba.de/website/web/atlantis/karten/berichte/Bericht_RL76-464-EWG_05-07/Bericht_2006_11_EG_15.2.10.pdf).

Umweltbundesamt (2010b). Protokoll (erstellt durch A. Höllrigl-Rosta) des Workshops ‚Nicht-Extrahierbare Rückstände – NER',22.-23. Juni 2010, Umweltbundesamt, Dessau.

Umweltbundesamt (2013a). Luftmessnetz des Umweltbundesamtes. Umweltbundesamt, Dessau. (http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/messenbeobachtenueberwachen/luftmessnetz-des-umweltbundesamtes)

Umweltbundesamt (2014). Medienübergreifendes Monitoring in der Luftreinhaltung. Umweltbundesamt, Dessau. (http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/messenbeobachtenueberwachen/medienuebergreifendes-monitoring-in-der)

Umweltbundesamt (2013b). Weltweites „Aus" für Flammschutzmittel HBCD, Presse-Information 23/2013, 8. Mai 2013. Umweltbundesamt, Dessau.

Umweltbundesamt (2013c). REACH Informationsportal. Stoffgruppen mit bekannten kritischen Eigenschaften. Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). http://www.reach-info.de/kritische_eigenschaften.htm

Umweltbundesamt (2014). Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 Gewässergüte. Stand: November 2013. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. (http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/wawi_teil_02_2014.pdf).

UNECE (1979). Convention on long-range transboundary air pollution (LRTAP). United Nations Economic Commission for Europe (http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap_h1.html).

UNEP (2004). United Nations Environmental Programme. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutant (2004), Genf, Schweiz.

UNEP (2006). Report of the Persistent Organic Pollutant Review Committee on the work of its second meeting. Addendum. Risk profile on perfluorooctane sulfonate. United Nations Environment Programme. UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.5.

UNEP (2009a). Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) as amended in 2009 (http://chm.pops.int/Convention/ConventionText/tabid/2232/Default.aspx).

UNEP (2009b). Governments unite to step-up reduction on global DDT reliance and add nine new chemicals under international treaty, Pressemitteilung, 8. Mai 2009.

UNEP (2010). Risk profile on hexabromocyclododecane. Persistent Organic Pollutants Review Committee. Document UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.2. Sixth meeting, Geneva, 11-15 October 2010 (http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/Chemicals/tabid/243/Default.aspx).

UNEP (2011). Annex VI. Preliminary guidance paper on bioaccumulation evaluation. POPRC Publications, UNEP/POPS/POPRC.3/20/Annex VI. (http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Guidance/tabid/345/Default.aspx).

Urase T, Kikuta T (2005). Separate estimation of adsorption and degradation of pharmaceutical substances and estrogens in the activated sludge process. Water Res. 39, 1289-1300.

US EPA (1997). Reregistration eligibility decision (RED). Pendimethalin. EPA 738-R-97-007. United States Environmental Protection Agency, Prevention, Pesticides and Toxic Substances, Washington DC, USA.

US EPA (2012). EPI Suite v4.11. Estimation Program Interface (EPI) Suite. United States Environmental Protection Agency, Washington DC, USA. www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

van de Graaff S, Kopf W, Gast R, Ferling H (2007). Untersuchung von Fischen und Muscheln aus bayerischen Gewässern, Fisch- und Muschelschadstoffmonitoringprogramm Bericht 2005/2006 und 2006/2007 (komprimierte Fassung). Bayerisches Landesamt für Umwelt.

van der Ven AJ, Mantel MA, Vree TB, Koopmans PP, van der Meer JW (1994). Formation and elimination of sulphamethoxazole hydroxylamine after oral administration of sulphamethoxazole. Br. J. Clin. Pharmacol. 38, 147-150.

van der Ven AJ, Vree TB, van Ewijk-Benken Kolmer EW, Koopmans PP, van der Meer JW (1995). Urinary recovery and kinetics of sulphamethoxazole and its metabolites in HIV-seropositive patients and healthy volunteers after a single oral dose of sulphamethoxazole. Br. J. Clin. Pharmacol. 39, 621-625.

van Leeuwen CJ (2007). General introduction. In: Risk assessment of chemicals - an introduction (van Leeuwen CJ, Vermeire TG, Hrg.), S. 1-36. Springer, Dordrecht, Niederlande.

van Wijk D, Chénier R, Henry T, Hernando MD, Schulte C (2009). Integrated approach to PBT and POP prioritization and risk assessment. Integr. Environ. Assess. Manag. 5, 697-711.

Veith GD, Defoe DL, Bergstedt BV (1979). Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. J. Fish. Res. Board Can. 36, 1040-1048.

Verlicchi P, Al Aukidy M, Zambello E (2012). Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment – a review. Sci. Total Environ. 429, 123-155.

Verreault J, Houde M, Gabrielsen GW, Berger U, Haukås M, Letcher RJ, Muir DCG (2005). Perfluorinated alkyl substances in plasma, liver, brain, and eggs of glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian Arctic. Environ. Sci. Technol. 39, 7439-7445.

VICH (2000). Guideline on environmental impact assessment (EIAS) for veterinary medicinal products – Phase I. CVMP/VICH/592/98-FINAL. International Cooperation on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Veterinary Medicinal Products, London, U.K.

VICH (2004). Environmental impact assessment for veterinary medicinal products - Phase II guidance. VICH Guideline 38 (Ecotoxicity Phase II). CVMP/VICH/790/03-FINAL. International Cooperation on

Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Veterinary Medicinal Products, London, U.K.

Vieno N (2007). Occurrence of pharmaceuticals in Finnish sewage treatment plants, surface waters, and their elimination in drinking water processes. Dissertation, Tampere University of Technology, Tampere, Finnland.

Vierke L, Staude C, Biegel-Engler A, Drost W, Christoph Schulte C (2012). Perfluorooctanoic acid (PFOA) – main concerns and regulatory developments in Europe from an environmental point of view. Environ. Sci. Europe 24:16.

Voigt F (2011). Sedimente in den Flüssen Sachsen-Anhalts und ihre Auswirkungen auf Wildfische, sowie die Belastung von Reh- und Schwarzwild in der Muldeaue. Vortrag, Informationsveranstaltung zum Sedimentmanagementkonzept Sachsen-Anhalt, Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt, 5. Mai 2011.

von der Trenck T (2012). Warndienst Wanderfalke - Vogeleier spiegeln langlebige Umwelt-Gifte. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Karlsruhe (http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/101766/?COMMAND=DisplayBericht&FIS=91063&OBJECT=101766&MODE=METADATA).

von Seggern D (2013). Persönliche Mitteilung. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Abtl. VIII - Referat Wasserwirtschaft, Wasserrecht und Geologie, 7. Juli 2013.

Walker LA, Llewellyn NR, Pereira MG, Potter ED, Sainsbury AW, Shore RF (2012). Anticoagulant rodenticides in predatory birds 2010: a predatory bird monitoring scheme (PBMS) report. Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster, UK (http://nora.nerc.ac.uk/20220/).

Wang YS, Jaw CG, Chen YL (1994). Accumulation of 2,4-D and glyphosate in fish and water hyacinth. Water Air Soil Pollut. 74, 397-403.

Watts M (2012). Chlorpyrifos as a possible global POP. Pesticide Action Network North America (http://www.pan-europe.info/News/PR/121009_Chlorpyrifos_as_POP_final.pdf).

Weber F-A (2011). Aktueller Überblick über die Messdaten aus der Literatur und Priorisierung. Vortrag, UBA-Workshop ‘Monitoring von Arzneimitteln in der Umwelt’. 15. Sept. 2011, Dessau.

Weber J, Halsall CJ, Muir D, Teixeira C, Small J, Solomon K, Hermanson M, Hung H, Bidleman T (2010). Endosulfan, a global pesticide: a review of its fate in the environment and occurrence in the Arctic Sci. Total Environ. 408, 2966-2984.

Wegmann F, Cavin L, MacLeod M, Scheringer M, Hungerbühler K (2009): The OECD software tool for screening chemicals for persistence and long-range transport potential. Environ. Mod. Software 24, 228-237.

B AV, Woodburn KB, Koelmans AA, Parkerton TF, McElroy AE, Borga K (2009). Evaluation of bioaccumulation using in vivo laboratory and field studies. Integr. Environ. Assess. Manag. 5, 598-623.

Wenzel A, Küchler T, Henschel K-P, Schnaak W, Diedrich M, Müller J (1998). Konzentrationen östrogen wirkender Substanzen in Umweltmedien. FKZ 297 65 001/11, Abschlussbericht. Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie (IUCT), Schmallenberg, Deutschland.

WFD-UKTAG (2012a). Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: glyphosate (for consultation). Water Framework Directive – United Kingdom Technical Advisory Group (WFD-UKTAG), SNIFER / Environment Agency, Edinburgh, Scotland.

WFD-UKTAG (2012b). Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: pendimethalin (for consultation). Water Framework Directive – United Kingdom Technical Advisory Group (WFD-UKTAG), SNIFER / Environment Agency, Edinburgh, Scotland.

WHG (2009). Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG), ausgefertigt am 31.07.2009. Bundesgesetzblatt I S. 2585.

Wick A, Fink G, Joss A, Siegrist H, Ternes TA (2009). Fate of beta blockers and psycho-active drugs in conventional wastewater treatment. Water Res. 43, 1060-1074.

Wilson S, Hung H, Katsoyiannis AA, Kong D, van Oostdam J, Rigét F, Bignert A (2014). Trends in Stockholm Convention Persistent Organic Pollutants (POPs) in Arctic Air, Human media and Biota: AMAP Technical Report to the Stockholm Convention. AMAP Technical Report No. 7 (2014), Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway.

Woldegiorgis A, Remberger M, Kaj L, Green J, Ekheden Y, Palm Cousins A, Brorström-Lunden E, Dye C, Aspmo K,Vadset M, Schlabach M,Langfort K (2007). Results from the Swedish screening programme 2006, Subreport 3: Zinc pyrithione and Irgarol 1051. Swedish Research Institute, Stockholm, Schweden.

WR (2012). Empfehlungen zur Weiterentwicklung der wissenschaftlichen Informationsinfrastrukturen in Deutschland bis 2020. Wissenschaftsrat, Berlin.

Xu B, Mao D, Luo Y, Xu L (2011). Sulfamethoxazole biodegradation and biotransformation in the water-sediment system of a natural river. Bioresour. Technol. 102, 7069-7076.

Yamamoto H, Nakamura Y, Moriguchi S, Nakamura Y, Honda Y, Tamura I, Hirata Y, Hayashi A, Sekizawa J (2009). Persistence and partitioning of eight selected pharmaceuticals in the aquatic environment: laboratory photolysis, biodegradation, and sorption experiments. Water Res. 43, 351-362.

Zarfl C, Matthies M (2013). PBT borderline chemicals under REACH. Environ. Sci. Europe 25:11.

Zhang Y, Xu J, Zhong Z, Guo C, Li L, He Y, Fan W, Chen Y (2013). Degradation of sulfonamides antibiotics in lake water and sediment. Environ. Sci. Pollut. Res. 20, 2372-2380.