

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3713 28 223]
UBA-FB-00 [trägt die UBA-Bibliothek ein]

SMARTER Schutzziele für prioritär gefährliche Stoffe (EG/2008/105)

Endbericht

von

Dr. rer.nat. Silke Kleihauer
sofia, Darmstadt

Prof. Dr. jur. Martin Führ
sofia, Darmstadt

Prof. Dr. rer. nat. Dirk Bunke
Öko-Institut e.V., Freiburg

Unter Mitarbeit von

Rita Groß, Öko-Institut e.V., Freiburg

Julian Schenten, sofia, Darmstadt

Öko-Institut e.V.
Merzhauser Str. 173
79100 Freiburg in Zusammenarbeit mit

**Sonderforschungsgruppe
Institutionenanalyse– sofia**
Haardtring 100
64295 Darmstadt

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Abschlussdatum November 2015

Kurzbeschreibung

Die Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL) zielt darauf ab, einen „stärkeren Schutz und eine Verbesserung der aquatischen Umwelt“ zu erreichen und zugleich eine „nachhaltige Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen“ zu fördern. Sie will dazu unter anderem den Eintrag von prioritären bzw. prioritär gefährlichen Stoffen (PS/PHS) in den Gewässern schrittweise verringern (für PS) bzw. beenden oder schrittweise einstellen (für PHS). Bisher gibt es Probleme bei der Umsetzung dieser „Minderungsziele“: Für eine Anzahl der PHS sind die in Anhang X der Wasserrahmen-Richtlinie festgelegten Umweltqualitätsnormen (UQN) noch immer überschritten. Das macht deutlich, dass das noch anspruchsvollere Ziel, die Stoffeinträge von PHS zu beenden oder schrittweise einstellen, eine große Herausforderung darstellt.

Prioritär gefährliche Stoffe sind auch in anderen Gesetzgebungen geregelt außerhalb des Wasserrechtes. Sie beziehen sich auf Stoffe, Anlagen und Produkte. Für die Erreichung der Reduktionsziele können sich aus dieser Mehrfach-Regulierung Vorteile, aber auch Hemmnisse und Konflikte ergeben.

Der Bericht beschreibt anhand von drei Beispielstoffen (Quecksilber, PFOS und 4-Nonylphenol) die im Wasserrecht und in den ergänzenden Regelwerken gefundenen Problemstellungen zur Erreichung der Reduktionsziele. Er benennt Forschungsbedarf, um offene Fragen zu den gefundenen Hemmnisse und Konflikte zu klären, und er gibt erste Hinweise auf Gestaltungsoptionen.

Die hier erzielten Ergebnissen können die nächsten Schritte unterstützen, um für prioritär gefährliche Stoffe „SMARTe“ Schutzziele und für sie erforderliche SMARTe Minderungsinstrumente festzulegen. SMART steht für einfach, messbar, erreichbar, geeignet und – nicht zuletzt – zeitlich umsetzbar .

Abstract

The Water Framework Directive (WRRL) aims at achieving “enhanced protection and improvement of the aquatic environment”, while at the same time promoting a “sustainable water use based on a long-term protection of available resources”. It furthermore foresees, inter alia, a progressive reduction of discharges of priority substances or priority hazardous substances (PS/PHS) into waters (for PS) and/or the cessation or gradual phasing out of such discharges (for PHS). To date, however, problems persist in the implementation of these “reduction targets”: The environmental quality standards (EQS) set out in Annex X of the Water Framework Directive are still exceeded for a number of PHS. This clearly shows that the even more demanding target to cease or gradually phase out substance discharges of PHS remains a major challenge.

Apart from water law, priority hazardous substances are also governed by other legislations covering substances, plants and products. With a view to attaining the reduction targets, advantages but also obstacles and conflicts may result from this regulatory overlap.

On the basis of three example substances (mercury, PFOS and 4-nonylphenol), the report shall indicate the problems encountered in water law and supplementary rules and regulations relating to the achievement of the reduction targets, defining the specific research needs so as to resolve outstanding issues concerning the specific obstacles and conflicts that have been identified, and furthermore providing some preliminary options for the best courses of action to be taken.

The results generated may help to decide on the further steps to be taken in terms of specifying “SMART” protection targets for priority hazardous substances and the SMART mitigation instruments required to achieve these goals. SMART stands for simple, measurable, accessible, reasonable and - last but not least – timely implementation.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	10
Tabellenverzeichnis	11
Abkürzungsverzeichnis	13
Zusammenfassung	15
Summary.....	38
1 Untersuchungsgegenstand und Vorgehen.....	56
1.1 Schutzziele für prioritär gefährliche Stoffe: Hintergrund und Problemstellung	56
1.2 Aufgabenstellung des Projektes	57
1.3 Leitfragen und methodisches Vorgehen im Projekt.....	58
1.4 Struktur des Berichtes	60
2 Beispielstoffe: Besonderheiten und Herausforderungen für die Minderungsziele der WRRL.....	61
2.1 Bedeutung und Festlegung der Beispielstoffe für das Projekt.....	61
2.2 Besonderheiten der Beispielstoffe	62
2.3 Persistenz und Bioakkumulation: Gemeinsamkeit der Beispielstoffe und Herausforderungen für die WRRL.....	63
2.3.1 Persistenz und Bioakkumulation: Regulatorische Herausforderungen	63
2.3.2 Persistenz und Bioakkumulation: Schwierigkeiten für die Erreichung der Minderungsziele der WRRL.....	64
2.4 Emissionsabschätzung und Monitoring der Beispielstoffe.....	65
2.5 Analyse der Beispielstoffe im Projekt	65
3 Instrumente des EU Wasserrechts (WRRL und UQN-RL).....	66
3.1 Vorgaben zu prioritär gefährlichen Stoffen	66
3.1.1 Aufgabenverteilung nach Art. 16 Abs. 6 und 8 WRRL	66
3.1.2 Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungsplanung.....	67
3.1.3 Zwischenergebnis.....	68
3.2 Das „UQN-Konzept“ im Wasserrecht	68
3.2.1 UQN als Standard für den Schutz der aquatischen Umwelt und der Gesundheit des Menschen	68
3.2.2 Stoffspezifischer Handlungsbedarf auf die lokal zu begrenzenden Einträge	70
3.2.3 Indikator für den guten chemischen Gewässerzustand	70
3.2.4 Zwischenergebnis.....	71
3.3 Ausnahmeregeln im „UQN-Konzept“	71
3.4 Emissionsminderung.....	72
3.5 Überwachung und Monitoring (Bestandsaufnahme und Trendermittlung)	73

3.6	Wirksamkeit der Instrumente des Wasserrechts	74
4	Ergänzende Regelwerke	77
4.1	Koordinierung mit anderen Regelwerken (Art. 7a)	77
4.1.1	Koordinierungsanforderungen	78
4.1.2	Klärungsbedarf	78
4.2	Regulierung der Stoffe an der Quelle über sonstige Regelwerke	79
4.2.1	Regulierungsoptionen unter REACH	79
4.2.2	Sonstige Vorgaben des Stoff- und Produktrechts (EU-POP-Verordnung u.a.)	81
4.2.3	Vorgaben aus dem Industrieanlagenrecht	81
4.2.4	Gegenüberstellung der Anforderungen aus den Regelwerken	81
4.3	Überwachung und Monitoring	84
4.3.1	Freisetzung aus industriellen Punktquellen	84
4.3.2	Freisetzung aus Erzeugnissen und sonstigen diffusen Quellen	84
4.3.3	Monitoring nach der EU-POP-Verordnung	85
4.3.4	Monitoring im Rahmen der REACH Verordnung	86
4.4	Fazit	86
5	Beispielstoffe	88
5.1	PFOS	89
5.1.1	Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie: PFOS	90
5.1.2	Regulierung der Eintragspfade von PFOS im Wasserrecht	94
5.1.3	Regulierung von PFOS an der Quelle	96
5.1.4	PFOS - Schlussfolgerungen	99
5.2	4-Nonylphenol	100
5.2.1	Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie: 4-Nonylphenol	101
5.2.2	Regulierung der Eintragspfade von 4-Nonylphenol im Wasserrecht	103
5.2.3	Regulierung von 4-Nonylphenol an der Quelle	107
5.2.4	4-Nonylphenol - Schlussfolgerungen	109
5.3	Quecksilber	110
5.3.1	Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie: Quecksilber	111
5.3.2	Regulierung der Eintragspfade von Quecksilber im Wasserrecht	112
5.3.3	Regulierung von Quecksilber an der Quelle	118
5.3.4	Quecksilber - Schlussfolgerungen	120
5.4	Zusammenfassung	122
5.4.1	Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie	122
5.4.2	Regulierung der Eintragspfade im Wasserrecht	123

5.4.3	Regulierung der PHS an der Quelle	124
6	Rechtliche Anforderungen und reale Umsetzung	125
6.1	Datenerhebung	125
6.1.1	Datenerhebung: Immissionen	126
6.1.2	Datenerhebung: Emissionen	126
6.2	Datenauswertung	127
6.3	Verfügbare Instrumente	128
6.3.1	Instrumente im Wasserrecht	128
6.3.2	Instrumente im sektoralen Recht	128
6.3.3	Remobilisierung aus Senken	129
6.4	Schlussfolgerungen	129
7	Forschungsbedarf und erste Gestaltungsoptionen	131
7.1	Koordinierte Datensammlung	131
7.1.1	Datenerhebung: Immissionen	131
7.1.2	Datenerhebung: Emissionen	132
7.2	Koordinierte Datenauswertung	133
7.3	Koordinierung stoffspezifischer Minderungsstrategien	133
7.3.1	Rechtsfragen der Koordinierung nach Art. 7a UQN-Richtlinie	134
7.3.2	Instrumente im Wasserrecht	135
7.3.3	Instrumente im sektoralen Recht	136
7.3.4	Grenzen: Remobilisierung aus Senken	137
7.4	Gesamtschau der Handlungsmöglichkeiten	137
7.5	Ergänzung: Vermeidung von Folgeproblemen	139
7.6	Empfehlungen für SMARTe Minderungsinstrumente und prioritäre Schritte	140
8	Literatur	144
9	Anhang: Besonderheiten bei der Expositionsabschätzung und beim Monitoring	148
9.1	Besonderheiten bei der Expositionsbewertung und beim Monitoring	148
9.2	Besonderheiten bei den Abschätzung der Emissionen	150
9.3	Stoffspezifische Herausforderungen	151
10	Anhang: Stoffeigenschaften und Monitoring	153
11	Anhang: Dynamische Stoffstromanalysen	156
11.1	Dynamische Stoffflussanalysen	156
12	Anhang: Festlegung wirkungsbasierter Standards im Wasserrecht	160
12.1	Methodische Vorgehen zur Festlegung der UQN	160
12.2	Berücksichtigung von Bioakkumulation und Persistenz	162

12.3	Berücksichtigung der menschlichen Gesundheit über Trinkwasser und Fischkonsum	164
12.3.1	Fischkonsum	164
12.3.2	Trinkwasser	164
12.4	PFOS	165
12.4.1	Ableitung der QN nach dem Substance Data Sheet	165
12.5	4-Nonylphenol (4-NonylphenolNP; Formel: C ₁₅ H ₂₄ O; CAS-Nummer: 84852-15-3)	168
12.5.1	Ableitung der QN nach dem Substance Data Sheet	168
12.5.2	Klärungsbedürftige Fragen.....	171
12.6	Quecksilber	172
12.6.1	Ableitung der QN nach dem Substance Data Sheet	172
12.6.2	Klärungsbedürftige Fragen.....	177
12.7	Festlegung von Höchstgehalten in Lebensmitteln	177
12.7.1	PFOS	178
12.7.2	4-Nonylphenol.....	178
12.7.3	Quecksilber	178
12.7.4	Schlussfolgerungen	179

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Ziele, Operationalisierung und instrumentelle Ausgestaltung der Wasserrahmen-Richtlinie	76
Abbildung 2:	Darstellung der Jahresmittelwerte von PFOS in ng/l an einzelnen Messstellen in dem Zeitraum zwischen 2008 und 2013.	91
Abbildung 3:	PFOS-Gehalte in archivierten Fischproben. Trends der Belastung in Muskel- und Lebergewebe im Zeitraum von 1995 – 2015. Quelle: Koschorreck et al. 2014	92
Abbildung 4:	Jahresmittelwerte von 4-Nonylphenol in µg/l an einzelnen Messstellen in dem Zeitraum zwischen 2007 und 2013.....	102
Abbildung 5:	Registrierte Einträge von 4-Nonylphenol und seine Ethoxylate über das Schadstoffregister von 2007 bis 2012.	104
Abbildung 6:	Qualitative Nonylphenol Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr für den Zeitraum 2008/2010 in Deutschland (Quelle: Tettenborn und Hillenbrand 2014).	109
Abbildung 7:	Biotakonzentrationen (Jahresmittelwerte) von Quecksilber in µg/kg an einzelnen Messstellen in dem Zeitraum zwischen 2007 und 2014... 111	
Abbildung 8:	Freisetzen von Quecksilber in die Gewässer und Verbringung von Quecksilber in das Abwasser in dem Zeitraum 2007 bis 2012. Quelle: eigene Zusammenstellung.	113
Abbildung 9:	Freisetzen von Quecksilber in die Gewässer und Verbringung von Quecksilber in das Abwasser in dem Zeitraum 2010 bis 2012. Quelle: Eigene Zusammenstellung.....	114
Abbildung 10:	Freisetzen von Quecksilber in die Gewässer in dem Zeitraum 2007 bis 2012.....	117
Abbildung 11:	PRTR Luft Quecksilber	118
Abbildung 12:	Freisetzen von Quecksilber in dem Zeitraum von 2007 bis 2012.	121
Abbildung 13:	Aufeinander aufbauende Vollzugsbausteine, um SMARTe Schutzziele für PHS zu erreichen	138
Abbildung 14 :	Überblick über die notwendigen Risikoabschätzungen für die Festlegung des UQN (aus TGD 2011, S. 15.....	161
Abbildung 15:	Kriterien zur Bestimmung des $QS_{\text{predator biota secpois}}$ (übernommen aus TGD-EQS (2011), S. 18).....	162
Abbildung 16:	Berechnung des QS_{biota}	163
Abbildung 17:	Berechnung des $QS_{\text{dw,hh}}$	165

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Wirksamkeit der Instrumente des Wasserrechts.....	75
Tabelle 2:	UQN-Konzept und Minderungsinstrumentarium im Hinblick auf die SMART-Kriterien.....	75
Tabelle 3:	Gegenüberstellung Wasser-, Stoff- und Anlagenrecht (für PHS).....	83
Tabelle 4:	Regulierung und Monitoring von PFOS.....	89
Tabelle 5:	Darstellung der erreichten Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie für PFOS.....	92
Tabelle 6:	Darstellung der Regulierung der Eintragspfade aus der Perspektive des Wasserrechts für PFOS.....	95
Tabelle 7:	Darstellung der Regulierungen von PFOS an der „Quelle“ (Freisetzung jenseits des Wasserpfades).....	97
Tabelle 8:	Regulierung und Monitoring von Nonylphenol.....	100
Tabelle 9:	Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie für 4-Nonylphenol...	102
Tabelle 10:	Darstellung der Regulierung der Eintragspfade aus der Perspektive des Wasserrechts für 4-Nonylphenol.....	105
Tabelle 11:	Darstellung der Regulierungen von 4-Nonylphenol an der „Quelle“ (Freisetzung jenseits des Wasserpfades).....	107
Tabelle 12:	Regulierung und Monitoring von Quecksilber.....	110
Tabelle 13:	Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie RL (Quecksilber).....	111
Tabelle 14:	Darstellung der Regulierung der Eintragspfade aus der Perspektive des Wasserrechts für Quecksilber.....	115
Tabelle 15:	Darstellung der Regulierungen von Quecksilber an der „Quelle“ (Freisetzung jenseits des Wasserpfades).....	119
Tabelle 16:	Hemmnisse, die die Eliminierung von PHS erschweren.....	130
Tabelle 17:	SMARTe Minderungsinstrumente für PHS im Zusammenspiel zwischen Wasserrecht und anderen sektoralen Regelwerken.....	141
Tabelle 18:	Physikalisch-chemische Eigenschaften und Verhalten in der Umwelt; Besonderheiten, die für das Monitoring wichtig werden können (eigene Zusammenstellung).....	153
Tabelle 19:	Quellen und Senken. Besonderheiten, die für das Monitoring relevant sein können.....	154
Tabelle 20:	Strukturell und wirkungsseitig verwandte Stoffe. Besonderheiten, die für das Monitoring wichtig werden können.....	154
Tabelle 21:	Stoffbezogene Risikomanagement-Maßnahmen und ihre Auswirkungen. Beispiele für zwei Flammschutzmittel. Grundlage: Dynamische Stoffflussanalyse für die Schweiz.....	158
Tabelle 22:	Schutzgüter, für die eine Risikoabschätzung erforderlich sein kann (verändert nach TGD 2011, S. 14).....	160

Tabelle 23:	Öko- und Humantoxizitätsdaten von PFOS.....	166
Tabelle 24:	Ableitung der UQN für PFOS	168
Tabelle 25:	Verwendete Nonylphenol -Toxizitätsdaten für die UQN-Festlegung	169
Tabelle 26:	Abgeleitete Qualitätsziele für 4-Nonylphenol (EU 2005)	171
Tabelle 27:	Verwendete Quecksilber-Toxizitätsdaten für die QS _{Biota secpois} - Festlegung.....	174
Tabelle 28:	Abgeleitete Qualitätsziele für Quecksilber (EU 2005b)	177
Tabelle 29	Zulässige Höchstgehalte an Quecksilber bzw. Methylquecksilber...	179

Abkürzungsverzeichnis

BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BVT	Beste verfügbare Techniken (nach Industrieemissions-Richtlinie)
DNEL	Derived No Effect Level. Konzentration bzw. Menge eines Stoffes, unterhalb derer keine schädlichen Auswirkungen auf den Menschen zu erwarten sind.
EAWAG	Schweizerisches Wasserforschungsinstitut
EC	European Commission / Europäische Kommission
EQS	Environmental Quality Standard (engl. für UQN)
FGE	Flussgebietseinheit
IAWR	Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet
IE-RL	Industrieemissions-Richtlinie (2010/75/EU)
LM	Lebensmittel-Kontaktstoffe
NP	Nonylphenol
NPEO	Nonylphenoethoxylate
OSPAR	Völkerrechtlicher Vertrag zum Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks, benannt nach den beiden Vorläufern „Oslo-Konvention“ und „Paris-Konvention“; siehe ospar.org .
PFC	Per- und polyfluorierte Chemikalien (per- and polyfluorinated compounds)
PHS	Priority Hazardous Substances in der deutschen Übersetzung Prioritär gefährliche Stoffe (nach Anhang X der Richtlinie 2000/60/EG, Spalte 5: x)
PNEC	Predicted No Effect Concentration. Konzentration eines Stoffes, unterhalb derer keine schädlichen Auswirkungen auf die Umwelt zu erwarten sind.
PRTR	European Pollutant Release and Transfer Register (nach EU-Verordnung 166/2006)
PS	Prioritäre Stoffe (nach Anhang X der Richtlinie 2000/60/EG)
Rn.	Randnummer
RPA	Regionalisierte Pfadanalyse
S.	Seite
SFA	Stoffflussanalyse
SVHC	Substances of very high concern. Besonders besorgniserregende Stoffe.
TGD	Technical Guidance Document
TW-VG	Trinkwasser
UQN	Umweltqualitätsnormen (nach Anhang I A der UQN-RL)

UQN-RL	Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik (2008/105/EG + 2013/39/EU)
vPvB	Very persistent and very bioaccumulative. Sehr beständige und sehr stark bioakkumulierend.
WRRL	Wasserrahmen-Richtlinie (2000/60/EG), in der aktuell gültigen Fassung

Zusammenfassung

I Untersuchungsgegenstand und Vorgehen

I.I. Schutzziele für prioritär gefährliche Stoffe: Hintergrund und Problemstellung

Die Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL) formuliert in ihrer Zielbestimmung in Art. 1 einen umfassenden Ansatz, der darauf angelegt ist, einen „stärkeren Schutz und eine Verbesserung der aquatischen Umwelt“ zu erreichen und zugleich eine „nachhaltige Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen“ zu fördern. Sie will dazu unter anderem mit „Begrenzungen“ an den Freisetzungquellen sowie mit der Bewirtschaftungsplanung den Eintrag von prioritären bzw. prioritär gefährlichen Stoffen (PS/PHS) in den Gewässern schrittweise verringern (für PS) bzw. beenden oder schrittweise einstellen (für PHS).

Voraussetzung dafür ist, dass der jeweilige Stoff in Anhang X aufgeführt ist. Dies setzt voraus, dass er bereits als prioritärer bzw. prioritär gefährlicher Stoff identifiziert ist. Diese wasserrechtlichen Vorgaben sind durch die Mitgliedstaaten in nationales Recht umzusetzen und zu implementieren. Die Verantwortung für die flussgebietsbezogene Gewässerbewirtschaftung und die dabei einzuhaltenden Minderungsziele liegt bei den Mitgliedsstaaten. Aber auch auf europäischer Ebene sind Aufgaben im Rahmen der übergreifenden Minderungsstrategie zugeordnet, die durch die Änderung der UQN-Richtlinie im Jahr 2013 noch einmal präziser gefasst sind (siehe Abschnitt 4.1).

Bisher gibt es Probleme bei der Umsetzung dieser „Minderungsziele“: Für eine Anzahl der PHS sind die in Anhang X der Wasserrahmen-Richtlinie festgelegten Umweltqualitätsnormen (UQN) noch immer überschritten. Das macht deutlich, dass das noch anspruchsvollere Ziel, die Stoffeinträge von PHS zu beenden oder schrittweise einstellen, eine große Herausforderung darstellt.

Dies zeigt auch „Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2006/105/EG“: Ein zentrales Ergebnis der bundesweiten Datenauswertung ist danach, dass „für die deutschlandweit relevanten Stoffe die diffusen Eintragspfade in die Oberflächengewässer dominant sind“; für „einige der Stoffe liegt der Anteil der diffusen Eintragspfade am Gesamteintrag zwischen 70 und nahe 100 %“, für den Beispielstoff Quecksilber etwa im Mittel über 95%. Dementsprechend sind mit unmittelbar gewässer(schutz)bezogenen Maßnahmen allein die anspruchsvollen Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie nicht zu erreichen. Dies war auch dem europäischen Gesetzgeber durchaus bewusst: Erwägungsgrund 16 formuliert daher die Erwartung, es werde zu einem stärkeren Austausch und der kooperativen Entwicklung von Handlungsstrategien kommen: „Der Schutz und die nachhaltige Bewirtschaftung von Gewässern müssen stärker in andere politische Maßnahmen der Gemeinschaft integriert werden, so z. B. in die Energiepolitik, die Verkehrspolitik, die Landwirtschaftspolitik, die Fischereipolitik, die Regionalpolitik und die Fremdenverkehrspolitik. Diese Richtlinie soll die Grundlage für einen kontinuierlichen Dialog und für die Entwicklung von Strategien für eine stärkere politische Integration legen.“ Eine wichtige Frage ist daher, welche sektoralen Regelwerke die Zielbestimmung der Wasserrahmen-Richtlinie unterstützen können und wo hier gegebenenfalls noch Koordinierungs-Lücken bestehen.

I.II. Aufgabenstellung des Projektes

Im Zentrum dieses Forschungsprojektes stehen die beiden im Wasserrecht verankerten Zielsetzungen für prioritär gefährliche Stoffe:

- ▶ die Einhaltung bzw. die Unterschreitung der Umweltqualitätsnormen (UQN) und
- ▶ die Beendigung oder schrittweise Einstellung ihres Eintrags in die Gewässer (das sog. Phasing-out).

Das Projekt hatte vor diesem Hintergrund zwei Aufgaben.

Zunächst war zu analysieren, an welchen Stellen Hemmnisse vorliegen, die Reduktionsziele mit den gegebenen nationalen Instrumenten des Wasserrechts umzusetzen. Im Zentrum der Untersuchung stand hierbei das Konzept der UQN bei der Definition von Risiken, im Rahmen der Zustandsbewertung und bei der Ableitung von Handlungszielen (siehe hierzu ausführlich in Abschnitt 3.2). Die gefundenen Hemmnisse galt es zu beschreiben.

Diese erste Aufgabe bezieht sich auf Hemmnisse im Wasserrecht. Prioritär gefährliche Stoffe sind allerdings nicht nur im Wasserrecht, sondern auch in anderen Gesetzgebungen geregelt. Diese „ergänzenden“ Regelwerke liegen außerhalb des Wasserrechtes. Sie beziehen sich auf Stoffe, Anlagen und Produkte. Für die Erreichung der Reduktionsziele können sich aus dieser Mehrfach-Regulierung Vorteile, aber auch Hemmnisse und Konflikte ergeben.

Die zweite Aufgabe im Projekt bestand daher darin, die Kohärenz und die Koordinierung der sonstigen sektoralen Rechtsvorschriften mit dem Wasserrecht in Bezug auf die betrachteten Beispielstoffe zu untersuchen. Auch hier galt es, Hemmnisse und Konflikte zu beschreiben.

Der Bericht beschreibt die im Wasserrecht und in den ergänzenden Regelwerken gefundenen Problemstellungen zur Erreichung der Reduktionsziele. Es war hierbei nicht die Aufgabe, für diese Problemstellungen bereits Modelllösungen zu erarbeiten, sondern den Forschungsbedarf zu benennen, um offene Fragen zu den gefundenen Hemmnisse und Konflikte zu klären und erste Hinweise auf Gestaltungsoptionen zu formulieren.

Die hier erzielten Ergebnissen können die nächsten Schritte unterstützen, um für prioritär gefährliche Stoffe „SMARTe“ Schutzziele und für sie erforderliche SMARTe Minderungsinstrumente festzulegen. Diese „SMART-Kriterien“ wurden im Zusammenhang der „Better Regulation“-Debatte auf EU-Ebene entwickelt. SMART steht für einfach (S – Simple), messbar (M – Measurable), erreichbar (A – Accessable), geeignet, vernünftig und erforderlich (R – Reasonable) und – nicht zuletzt – zeitlich umsetzbar (T – Timely).

SMARTe Schutzziele und zugehörige Minderungsinstrumente sollen einen wichtigen Beitrag leisten, die Reduktionsziele der Wasserrahmen-Richtlinie tatsächlich zu erreichen. Sie sind nicht isoliert im Wasserrecht verortet, sondern beziehen ergänzende Regelwerke mit ein. Aufgabe im Projekt war es auch, zu untersuchen, wie solche SMARTen Schutzziele aussehen können.

Das Gutachten widmet sich den grundsätzlichen Fragen der Koordinierung innerhalb und zwischen den jeweiligen Regelwerken. Es hat nicht zum Ziel, den Stand des Vollzugs der Vorgaben der Wasserrahmen-Richtlinie zu bewerten. So betrachten die Forschungsnehmer etwa bei der Darstellung der Beispielstoffe die Übergangsfristen und Ausnahmemöglichkeiten bei der Bestandsaufnahme nur da, wo es für die Fragestellung des Gutachtens notwendig erscheint. Gleiches gilt für die Frage, ob bestimmte Vorgaben bereits in der Fassung der UQN-Richtlinie des Jahres 2008 enthalten waren oder 2013 neu bzw. in veränderter Form Aufnahme fanden. Die Darstellung des „Ist-Zustandes“ vergleicht daher die Befunde des Gewässer-Monitorings mit den Umweltqualitätsnormen des Wasserrechts. Ausgeklammert ist auch die Frage, nach welchen Kriterien die Auswahl weiterer prioritärer Stoffe in der Wasserrahmen-Richtlinie erfolgt.

I.III Leitfragen und methodisches Vorgehen im Projekt

Ausgangspunkt des Forschungsvorhabens sind drei Leitfragen:

1. Wie könnten SMARTe Minderungsinstrumente für die prioritär gefährlichen Stoffe im Wasserrecht aussehen?
2. Welche Schwierigkeiten behindern die Entwicklung SMARTer Minderungsinstrumente für prioritär gefährliche Stoffe im Wasserrecht?

Hierbei ist zu differenzieren zwischen den Schwierigkeiten, die auftreten bei

- ▶ der Einhaltung der UQN für prioritär gefährliche Stoffe und
- ▶ beim Phasing-out dieser Stoffe.

3. Wie lassen sich aus dem Zusammenspiel von Wasserrecht und anderen sektoralen Regelwerken auf SMARTe Weise die Minderungsziele des Wasserrechts erreichen?

Diese Leitfragen werden anhand von den drei Stoffen Quecksilber, 4-Nonylphenol und PFOS untersucht. Diese Stoffe sind nicht abbaubar und reichern sich in Lebewesen an. Aus diesen Eigenschaften ergeben sich besondere Schwierigkeiten, die Minderungsziele der WRRL zu erreichen.

II Ergebnisse der Untersuchung der Beispielstoffe

II.I Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie

Die Analyse der drei Beispielstoffe zeigt, dass jeder Stoff spezifische Probleme bei der Umsetzung der Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie aufwirft.

Quecksilber und PFOS liegen in Gewässern nach wie vor in Konzentrationen oberhalb der UQN vor. Daten aus der Umweltprobenbank des Umweltbundesamtes zeigen bei PFOS Überschreitungen in 95% der Fälle, bei Quecksilber in 100% der Fälle. 4-Nonylphenol liegt zurzeit in Konzentrationen unterhalb der UQN vor.

Die Daten der Umweltprobenbank zeigen für PFOS einen Trend in der Reduzierung der Einträge, allerdings steigt gleichzeitig die Belastung der Gewässer mit ähnlichen Verbindungen, die bisher nicht über die Wasserrahmen-Richtlinie geregelt sind.

Bei 4-Nonylphenol ist zurzeit teilweise ein leichter Anstieg zu beobachten, hier ist zu klären, ob dieser Anstieg alleine über die importierten Textilien zu erklären ist, oder ob es weitere bislang nicht erkannte oder nicht geregelte Einträge gibt.

Die Biotadaten für Quecksilber zeigen keinen deutlichen Trend nach unten, an einzelnen Messstellen hat sich die Konzentration auf einen bestimmten Bereich eingependelt, an einzelnen Messstellen steigen die Konzentrationen wieder an. Nach wie vor ist es im Rahmen der rechtlichen Vorgaben möglich, große Mengen Quecksilber in die Luft (und über den Luftpfad – u.a. durch Ferntransporte – dann letztlich in die Gewässer) aber auch in das Wasser und über Klärschlämme in die Böden freizusetzen. Allerdings ist ein deutlicher Rückgang der direkten Einträge von Quecksilber in Gewässer zu beobachten, der sich als Tendenz in den Biota Daten allerdings nicht widerspiegelt, bisher auch nicht zeitlich verzögert. Insofern ist hier davon auszugehen, dass das Problem der hohen Quecksilberkonzentrationen auch auf die hohen Hintergrundwerte bzw. auf Remobilisierungen zurückzuführen ist.

Die Analyse zu den drei Beispielstoffen zeigt auch, dass es Defizite in einer einheitlichen und koordinierten Datenerfassung erforderlich ist zudem eine Abstimmung, für welche Stoffe Biotadaten zu erheben sind.

II.II Regulierung der Eintragspfade im Wasserrecht

Die schrittweise Einstellung der Einträge ist für keinen der Beispielstoffe über die Regulierung der Eintragspfade durch das Wasserrecht zu erreichen. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass sich die emissionsbezogenen Vorgaben im Wasserrecht weitgehend am Stand der Technik zur Begrenzung der Emissionen orientieren und nicht am Phasing-out-Ziel. Zum anderen bleibt aber offen, ob über eine strukturierte und koordinierte Vorgehensweise zwischen den zuständigen Akteuren weitere Maßnahmen über das Wasserrecht möglich sind. Nicht verfügbar waren beispielsweise Emissionsdaten, auf deren Grundlage sich eine Aussage treffen lässt, ob und wie die Vorgaben aus der AbwVO in Einleitungsbescheide umgesetzt wurden oder ob

hier weitere emissionsbegrenzende Maßnahmen technisch möglich bzw. im Hinblick auf die Aktualisierungspflicht aus Art. 11 Abs. 3 Lit. g) erforderlich sind.

Emissionsmessdaten lagen lediglich von einzelnen kommunalen Direkteinleitern vor. Hier zeigte sich, dass weitere Maßnahmen erforderlich sind.

Für PFOS, 4-Nonylphenol und Quecksilber sind direkte und diffuse Eintragspfade bekannt. Ungeklärt ist, ob die Regulierung der Eintragspfade von den industriellen Direkteinleitern umgesetzt wird, denn hier besteht über das Wasserrecht noch Handlungsspielraum. Dies erfordert spezifische Auswertungskonzepte der Wasserbehörden, um durch ein koordiniertes Vorgehen Überschreitungen festzustellen. Denn erforderlich hierfür ist der Abgleich der Emissionsdaten mit den Einleitebescheiden. ggf. sind hier Daten einzufordern und entsprechende Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge zu formulieren.

Keine Instrumente hat das Wasserrecht,

1. diffuse Quellen über die Eintragspfade alleine zu regeln. Lediglich diffuse Freisetzungen, die den Weg in die kommunale Kläranlage finden, führen im Ergebnis wieder zu Direkt-Einleitungen, die in den Anwendungsbereich des Wasserrechts fallen. Einzige Möglichkeit ist hier, mittels nachgeschalteten Reinigungsmaßnahmen (also „end of the pipe“-Technologien, die meist mit erheblichen Kosten verbunden sind) den Eintrag über die kommunalen Kläranlagen zu reduzieren.
2. den – grundsätzlich erfassten – Schadstoffeintrag in Gewässer über den Luftpfad zu vermindern; auf diese Einträge hat das Wasserrecht keinen unmittelbaren Zugriff.
3. die Aufkonzentrierung persistenter Substanzen zu reduzieren. Das UQN-Konzept ist – jenseits des UQN-Biota – für das Verhalten persistenter Stoffe in der Umwelt nicht ausgelegt.

Damit lässt sich die Ausgangshypothese bestätigen, dass das europäische Wasserrecht in seinem emissionsbezogenen Regelungsbereich keine hinreichend konkreten Instrumente bereitstellt, um das Phasing-out-Ziel zu erreichen. Die Kommission ist insbesondere ihrer Verpflichtung nach Art. 16 Abs. 6 WRRL bislang nicht ausreichend nachgekommen (siehe Abschnitt 3.1.1 oben.). Insofern ist normativ eine „Instrumentenlücke“ bzw. ein „Vollzugsdefizit erster Ordnung“ (siehe Seite 59) zu konstatieren.

II.III Regulierung der PHS an der Quelle

Bei der Regulierung von PHS jenseits des Wasserrechts ist zu unterscheiden zwischen anlagen- einerseits und stoff- bzw. produktbezogenen Vorgaben andererseits.

Das Anlagenrecht formuliert für die Beispielstoffe keine "Eliminierung" der Freisetzung; es fordert vielmehr eine Begrenzung der Emissionen nach dem Stand der Technik und zusätzlich die Einhaltung immissionsbezogener Vorgaben. Eine "Null-Emission" wird für keinen der Beispielstoffe gefordert.

Das Stoffrecht enthält zum Teil einzelstoffbezogene Verwendungsverbote, die sich auf die entsprechenden industriellen Prozesse auswirken (sei es direkt, weil der Einsatz für bestimmte Prozesse untersagt ist; sei es indirekt, weil der Stoff im hergestellten Produkt nicht enthalten sein darf – so für alle drei Beispielstoffe).

Über stoffrechtliche Beschränkungen lässt sich der diffuse Eintrag auch aus importierten Erzeugnissen zurückdrängen. Für bestimmte, ehemals quecksilberhaltige Erzeugnisse ist dies bereits geschehen. Für PFOS greifen die Beschränkungen aus der Richtlinie 2006/122/EG sowie die Vorgaben der POP-Konvention auch für Zubereitungen bzw. importierte Erzeugnisse. Für 4-Nonylphenol steht eine solche Regelung noch aus; Schweden hat einen Vorschlag für 4-Nonylphenol und dessen Vorläufersubstanzen eingebracht, der zu einer Beschränkung nach Anhang XVII der REACH-Verordnung führen soll.

Hinzuweisen ist zudem auf dem Umstand, dass keiner der drei Beispielstoffe unter REACH als PBT- bzw. vPvB-Stoff registriert wurde, obwohl die Stoffe persistente und bioakkumulierende Eigenschaften aufweisen.

Damit ist fraglich, ob sich die Ziele der Registrierungspflicht – nämlich eine „angemessene Beherrschung“ der stoffbedingten Risiken entlang des Lebensweges eines Stoffes zu gewährleisten – erreichen lassen. Denn dies setzt voraus, dass die jeweiligen Stoffverantwortlichen die Stoffeigenschaften zutreffend im Registrierungsdossier angeben und dann auch entsprechende Risikominderungsmaßnahmen ermitteln und tatsächlich anwenden. Nach den Ergebnissen der Recherchen zu den Beispielstoffen ist nicht davon auszugehen, dass über die Registrierungsverfahren Impulse in Richtung auf eine Reduzierung der Einträge erfolgen. Hier wäre im Rahmen der Dossier- oder Stoffevaluation eine Klärung notwendig, um die Gründe hierfür herauszuarbeiten und die in REACH vorgesehenen Maßnahmen zu ergreifen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass mit den quellenbezogenen Vorgaben für Anlagen sowie für Stoffe und Erzeugnisse sich eine – ggf. signifikante – Verringerung des Eintrags aus diffusen Quellen erreichen lässt, wenn man von den dort eröffneten regulativen Möglichkeiten Gebrauch macht, was für alle drei Beispielstoffe zutrifft. Allerdings reichen die bislang ergriffenen hoheitlichen Maßnahmen nicht aus, um das Phasing-out-Ziel zu erreichen. Insofern ist auch hier ein Vollzugsdefizit erster Ordnung zu konstatieren.

Im Hinblick auf die Vorgaben in REACH, die die Eigen-Verantwortung der wirtschaftlichen Akteure stimulieren sollen, bestehen Defizite, die sowohl das Handeln der Behörden (und damit ein „Vollzugsdefizit zweiter Ordnung“) als auch das der Registranten betreffen (womit ein „Vollzugsdefizit dritter Ordnung“ vorliegt). Offenbar bedürfen aber auch die Kriterien, nach denen PBT- bzw. vPvB-Stoffe zu identifizieren sind, einer Fortentwicklung; gleiches gilt für die Sanktionsmechanismen für Registrierungsdossiers, die nicht den Vorgaben der REACH-Verordnung entsprechen. Insofern besteht damit auch im Bereich des Stoffrechts regulativer Handlungsbedarf („Vollzugsdefizit erster Ordnung“).

III Rechtliche Anforderungen und Regelungen

Dieses Kapitel formuliert auf der Basis der Befunde aus den Fallbeispielen die Differenz (Delta) zwischen den Anforderungen, die sich aus der Wasserrahmen-Richtlinie ergeben und der tatsächlichen Situation sowie die dafür maßgeblichen Ursachen (bezogen sowohl auf die rechtlichen Rahmenbedingungen selbst – Vollzugsdefizit „erster Ordnung“ – als auch auf die administrativen Akteure, deren Aufgabenbereich jeweils berührt ist – mögliches Vollzugsdefizit „zweiter Ordnung“). Dies erlaubt es in Kapitel 7, den zur Überwindung der Defizite notwendigen Forschungsbedarf zu konkretisieren und **Gestaltungsoptionen zu benennen**. Dabei gilt, dass Defizite auf der „ersten Ordnung“ in der Regel von den Regulierungsorganen der EU zu beheben sind, da es sich fast durchgehend um Vorgaben des EU-Rechts handelt. Für den Vollzug sind die Mitgliedsstaaten (bzw. in Deutschland die Länder) zuständig. Wo eine Maßnahme sich dieser Ebene zuordnen lässt (siehe etwa Tabelle 17 in Spalte 4), ist dementsprechend ein Vollzugsdefizit „zweiter Ordnung“ zu adressieren.

Die Anforderungen der Wasserrahmen-Richtlinie formuliert Kapitel 3: Im Hinblick auf den Gegenstand dieser Untersuchung geht es zum einen darum, für prioritär gefährliche Stoffe die UQN in den Gewässern zu unterschreiten und zum anderen das Phasing-out-Ziel für diese Stoffe zu erreichen.

Aktuell weisen die in den Flussgebieten gemessenen Konzentrationen vieler PHS, so auch die Beispielstoffe PFOS, 4-Nonylphenol und Quecksilber, darauf hin, dass das bisherige Vorgehen mit den Instrumenten des Wasserrechts und auch das Zusammenspiel mit den ergänzenden Regelwerken nicht durchweg zu dem gewünschten Erfolg führt. Die maßgeblichen Befunde und Einflussfaktoren veranschaulicht die dreistufige Analyse der Beispielstoffe (Kapitel 5).

Zentrale Akteure, die Anforderungen der Wasserrahmen-Richtlinie umzusetzen, sind zunächst die regionalen Wasserbehörden (flussgebietsbezogene Gewässerbewirtschaftung). Aber auch der europäischen Ebene sind Aufgaben im Rahmen der übergreifenden Minderungsstrategie zugeordnet (präziser gefasst durch die UQN-

Richtlinie 2013). Maßgeblicher Akteur ist hier die Europäische Kommission, die Berichtspflichten zu erfüllen und ggf. Legislativvorschläge zu unterbreiten hat. Im Stoff- und Produktrecht können aber auch die Mitgliedsstaaten EU-weite Regulierungsmaßnahmen initiieren.

In Deutschland ist es Aufgabe der regionalen Wasserbehörden, für punktuelle Einleitungen in Oberflächengewässer Einleitebescheide (nach WHG und AbwV) zu erstellen. Außerdem haben sie eine geeignete Überwachung zu gewährleisten. Dazu sind Daten zur Gewässerqualität („Immissions“-Situation) und zu den Einleitungen (Emissionen) zu erheben (Abschnitt 6.1) und im Hinblick auf die Zielerreichung auszuwerten (Abschnitt 6.2), um bei Überschreitungen der UQN und fehlender Trends hin zum Phasing-out angemessene Maßnahmen zur Verringerung der Einträge zu koordinieren (Abschnitt 6.3).

III.I Datenerhebung

Für eine Ermittlung der Überschreitungen und/oder fehlender rückläufiger Trends hin zum Phasing-out sind Immissionskonzentrationen in den Gewässern zu erheben (Abschnitt 6.1.1). Um bei Überschreitungen entsprechende Maßnahmen einleiten zu können, sind zudem Emissionsdaten notwendig, um die entsprechenden Quellen zu erkennen (Abschnitt 6.1.2).

III.I.I Datenerhebung: Immissionen

Verantwortlich dafür, Daten zur Gewässerqualität (also zur „Immissions“-Situation) zu erheben, sind die regionalen Wasserbehörden.

Die Analyse der Beispielstoffe in Kapitel 5 zeigt, dass eine Reihe von Messstellen eingerichtet sind, die die Konzentrationen von PHS in Oberflächengewässern erheben. Die Messergebnisse sind – jedenfalls für Rhein und Elbe – über Datenbanken öffentlich zugänglich. Biotawerte stehen über diese Datenbanken allerdings nicht zur Verfügung. Für einige PHS sind retrospektive Daten über das Archiv der Umweltprobenbank erhältlich. Die Qualität der gesichteten Daten lässt eine Auswertung zu.

Defizite bestehen in Bezug auf die Angaben zu den Nachweisgrenzen, die teilweise für den gleichen Stoff im gleichen Erhebungsjahr erheblich schwanken. Teilweise liegen die UQN unterhalb der angegebenen Nachweisgrenze. Eine Aussage darüber, welche Entwicklung die Werte in diesem Bereich aufweisen, lässt sich damit nicht verlässlich treffen.

Inwieweit bei den Messaktivitäten durchweg eine länderübergreifende Abstimmung erfolgt, ist nicht ersichtlich. Jedenfalls innerhalb der Flussgebietseinheiten (etwa an Rhein und Elbe) dürfte dies aber der Fall sein, zumal die Internet-Datenbanken flussgebietsbezogen den Zugang zu den Messergebnissen eröffnen. Dabei weisen die Datenbanken teilweise eine unterschiedliche Struktur auf. Offenbar werden die Daten nicht in standardisierter Form bundesweit zusammengeführt. Dies erschwert es, einen bundesweiten Überblick über den Grad der Zielerreichung zu gewinnen.

III.I.II Datenerhebung: Emissionen

Emissionsdaten sind in der Regel verfügbar

- ▶ über die Überwachung an den direkt einleitenden Punktquellen, die in Eigenüberwachung durch den Betreiber erfolgt, der in Abhängigkeit vom Einleitebescheid Vorgaben für geforderte Messungen zu erfüllen und die Ergebnisse zu dokumentieren hat, und
- ▶ im deutschen Schadstoffregister für Stoffe, die nach den PRTR-Vorgaben zu melden sind.

Daten zu den Befugnissen aus Einleitebescheiden waren bei den untersuchten Beispielstoffen nicht zugänglich. Gleiches gilt für Angaben zu den tatsächlichen Emissionen in das Gewässer aus der Eigenüberwachung.

Emissionsdaten im Schadstoffregister lagen vor für Quecksilber und 4-Nonylphenol, nicht aber für PFOS. Bislang ist PFOS in der PRTR-Verordnung nicht als Stoff genannt, für den Emissions-Daten für Gewässer zu erheben sind.

Die Emissionsdaten im Schadstoffregister sind öffentlich zugänglich und geben für die dort aufzuführenden Stoffe einen guten Überblick. Allerdings

- ▶ handelt es sich hierbei zum Teil um geschätzte Emissionswerte und
- ▶ es fehlt an einer Verknüpfung zum Wasserrecht dergestalt, dass alle PHS („automatisch“) im Register erfasst sind.

Daten aus „diffusen Quellen“ (für eine Begriffsbestimmung siehe Seite 73), sind in das PRTR-System nur einzuspeisen, soweit sie bereits vorliegen. Dies ist in der Regel nicht der Fall. Insofern mangelt es auch an Daten über Stofffreisetzungen aus importierten Erzeugnissen. Teilweise ist eine Abschätzung aus den Daten des Schadstoffregisters möglich, sofern die Einträge über Haushalte in die Kläranlagen erfolgen und der Stoff im PRTR erfasst ist (siehe Abschnitt 5.2.2).

Einträge aus der Luft sind für Punktquellen über eine entsprechende Emissionsüberwachung (§§ 26 ff. BImSchG) oder über das PRTR zu erfassen. Wie das Beispiel Quecksilber zeigt, reichen diese Angaben durchaus aus, um Ansatzpunkte für weitere Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge zu erkennen.

Versucht man, die Einträge auf der Grundlage des TGD (EC 2012) zu der nach Art. 5 UQN-RL geforderten Bestandsaufnahme abzuschätzen, zeigen sich nach Einschätzung der Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe erhebliche Unterschiede in den Ergebnissen.

III.II Datenauswertung

Um die Ursachen von Überschreitungen oder fehlende Trends hin zum Phasing-out erkennen und gegebenenfalls weitere Maßnahmen zur Verringerung der Einträge identifizieren zu können, ist eine koordinierte Datenauswertung erforderlich (siehe dazu bereits in Abschnitt 3.4).

Im Rahmen des Vorhabens ergaben sich einzelne Anhaltspunkte für Hemmnisse, die eine koordinierte Datenauswertung erschweren können. So zeigten sich

- ▶ ein Einheitenfehler für 4-Nonylphenol an einer Messstelle für Daten aus 2013, der bei einer zeitnaher Auswertung der Daten wohl korrigiert worden wäre, sowie
- ▶ unterschiedliche Nachweisgrenzen, die sich – ungeachtet der Vorgaben aus der Richtlinie 2009/90/EG – aus den veröffentlichten Messdaten ergeben, deren Vereinheitlichung für eine koordinierten Auswertung hilfreich sein dürfte.

Auf der Grundlage der vorliegenden Immissions- und Emissionsdaten sowie den Kenntnissen der bisher vorliegenden Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge ist es sowohl für 4-Nonylphenol als auch für Quecksilber möglich, weitere Maßnahmen zur Verringerung der Einträge zu identifizieren.

Für PFOS, gibt es im PRTR keine Daten (weil PFOS bislang nicht als Einzelsubstanz im der PRTR-Verordnung aufgeführt ist). Auch sonstige Emissionsdaten waren nicht verfügbar. Im Rahmen der aktuellen Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste prioritärer Stoffe in Deutschland (BL 2015a, BL 2015b) wurden keine Daten zu PFOS erhoben, da PFOS erst seit 2013 als PHS gelistet ist. Insofern ist es hier schwieriger, die Notwendigkeit ergänzender Maßnahmen zu begründen, wobei zu berücksichtigen ist, dass mit dem POP-Regelwerk bereits umfassende Vorgaben auf globaler und auf europäischer Ebene existieren.

III.III Verfügbare Instrumente

Instrumente zur weiteren Verringerung von Einträgen stehen im Bereich des Wasserrechts zur Verfügung (Abschnitt 6.3.1). Daneben können sektorale Regelwerke zum Einsatz kommen (Abschnitt 6.3.2). Manche Einträge, wie etwa Remobilisierung aus Sedimenten, lassen sich nachträglich kaum noch beeinflussen (Abschnitt 6.3.3).

III.III.I Instrumente im Wasserrecht

Hauptinstrument des Wasserrechts ist die Bewirtschaftungsplanung (siehe hierzu Abschnitt 3.4). Sie macht Vorgaben für die direkten Einleitungen in die Gewässer ("Emissionen") auf der Grundlage der besten verfügbaren Technologien bzw. der einschlägigen Emissionsgrenzwerte, die über die Abwasserverordnung verfahrens- und stoffspezifisch festgelegt sind.

Das Wasserrecht erreicht diffuse Quellen nur insofern, als sie den Weg über die kommunale Kläranlage finden. Auf alle sonstigen diffusen Einträge hat das Wasserrecht hingegen keinen unmittelbaren Zugriff. Dies gilt sowohl für Einträge aus ufernahen Nutzungen, für Einträge auf dem Luftpfad als auch für flächenhafte Einträge (Landwirtschaft, Klärschlamm, Deponien). Für derartige diffuse Einträge sind die Minderungsziele nur im Zusammenspiel mit anderen sektoralen Regelwerken zu erreichen.

Die Anforderungen, die sich aus der Wasserrahmen-Richtlinie ergeben, nämlich die Einhaltung der UQN und die schrittweise Eliminierung von PHS, sind von den Mitgliedstaaten zum jetzigen Zeitpunkt in relevantem Umfang nicht umgesetzt. Ursache hierfür ist ein „Delta“, welches bereits auf der legislativen Ebene angesiedelt ist.

1. Über das „UQN-Konzept“ ist die Einhaltung der UQN vorgesehen, aber keine darüber hinaus reichende Minimierung. Insofern stellt die Einhaltung der UQN nicht sicher, dass das Ziel „Minimierung“ bzw. Phasing-out erreicht wird.
2. Zusätzlich verfügt das Wasserrecht allein nicht über ausreichende Instrumente, mit denen sich die Einhaltung der UQN sicherstellen lassen. Dies liegt u.a. daran, dass der Handlungsrahmen des Wasserrechts begrenzt ist. So kommt es mit seinen medienbezogenen Zugang nicht an die diffusen Freisetzung aus dem Ge- und Verbrauch von Produkten und Erzeugnissen heran (gleiches gilt für die – im Rahmen der Beispielstoffe nicht relevanten – diffusen Einträge aus der Landwirtschaft).

III.III.II Instrumente im sektoralen Recht

Das Minderungsziel ist dementsprechend nur im Zusammenspiel mit den anderen Regelwerken zu erreichen:

- ▶ Die in der Wasserrahmen-Richtlinie angelegte Verknüpfung zum sektoralen Recht ist bislang nicht so ausgebildet, dass sich direkte Handlungspflichten für die hoheitliche Regulierung oder sonstige Rechtsfolgen im sektoralen Recht ergeben. Ob sich daran in der Umsetzung des 2013 neu eingefügten Art. 7a UQN-Richtlinie (siehe Abschnitt 4.1.1) etwas ändert, bleibt abzuwarten. Die Europäische Kommission hat danach im Vier-Jahres-Rhythmus zu berichten; Handlungspflichten bzw. Handlungsmöglichkeiten liegen dabei sowohl bei der Kommission als auch bei den Mitgliedstaaten.
- ▶ Das Anlagenrecht kann emissionsmindernde Maßnahmen über BVT-Merkblätter (BAT reference documents) und BVT-Schlussfolgerungen (BAT conclusions) im Rahmen der IE-Richtlinie unterstützen; bislang ist allerdings nicht gewährleistet, dass in den BVT-Dokumenten alle produktions- und verarbeitungsbedingten Eintragsquellen für PHS adressiert werden. Zudem wäre sicherzustellen, dass nach der Neuaufnahme eines Stoffes in die UQN-Richtlinie die BVT-Dokumente innerhalb einer bestimmten Frist aktualisiert werden.

Zusätzlich gilt nach Art. 18 IE-Richtlinie: „Erfordert eine Umweltqualitätsnorm strengere Auflagen, als durch die Anwendung der besten verfügbaren Techniken zu erfüllen sind, so werden unbeschadet anderer Maßnahmen, die zur Einhaltung der Umweltqualitätsnormen ergriffen werden können, zusätzliche

Auflagen in der Genehmigung vorgesehen.“ Gefordert sind damit zusätzliche, über den Stand der Technik hinausgehende Maßnahmen mit dem Ziel, die UQN einzuhalten.

Die Vorgaben im Anlagenrecht sind damit darauf ausgelegt, zur Minderung der Einträge die „besten verfügbaren Techniken“ (best available techniques) zum Einsatz zu bringen und gegebenenfalls ergänzende Maßnahmen vorzuschreiben, um eine Überschreitung der UQN abzustellen. Für ein Phasing-out sind die Instrumente des Anlagenrechts aber nicht ausgelegt, da sich damit keine „Null-Emission“ erreichen lässt.

- ▶ Ersatzstoffe in den BvT Merkblättern?
- ▶ Das Stoff- und Produktrecht kann über Zulassung und Beschränkung zur Reduzierung der Eintragspfade beitragen (siehe Kapitel 4). Damit lassen sich durch unmittelbar gültige rechtliche Vorgaben eine Vielzahl möglicher Freisetzungquellen erfassen. Je nach „Strenge“ der Beschränkung lässt sich auf diesem Weg auch ein Phasing-out erreichen. Voraussetzung dafür ist eine Folgebereitschaft der betroffenen Akteure, unterstützt durch eine entsprechende Marktüberwachung und Transparenz-Instrumente. Handlungspflichten für eine „angemessene Beherrschung“ der Risiken, die aus dem gewerblichen Umgang mit PHS resultieren, bestehen unter REACH auch für registrierungspflichtige Stoffe. Die in der ECHA-Datenbank zu findenden Angaben zu den Beispielstoffen lassen allerdings erhebliche Zweifel daran aufkommen, ob die Vorgaben aus REACH von den Akteuren der Wertschöpfungskette beachtet werden.
- ▶ Offen bleibt, ob und wie sich im Hinblick auf kleinere Punktquellen und diffuse Freisetzungen ein System zur Begrenzung der Freisetzung sowie zur Überwachung und zum Monitoring ausgestalten ließe (siehe Kapitel 0).

III.III.III Remobilisierung aus Senken

Für alle persistenten und bioakkumulierenden Stoffe, wie Quecksilber und PFOS, gibt es Schadstoffsenken, aus denen eine Remobilisierung in Gewässer erfolgt. Dies kann kontinuierlich stattfinden oder auf bestimmte Maßnahmen (Ausbaggerung) zurückzuführen sein.

Trotz der Reduzierung der direkten und diffusen Einträge kann es somit weiterhin Überschreitungen der UQN in Gewässern und Biota geben. Soweit alle anderen Maßnahmen ausgeschöpft sind, ist das Phasing-out-Ziel („Eliminierung“) unter diesen Umständen weder durch Instrumente des Wasserrechts noch über sektorale Regelwerke zu erreichen.

III.IV Schlussfolgerungen

Der in diesem Kapitel vorgenommene Vergleich zwischen den Anforderungen der Wasserrahmen-Richtlinie und der tatsächlichen Umsetzung zeigt, dass das Ziel der Reduktion der Stoffeinträge durch das UQN-Konzept operationalisiert ist. Für das Phasing-out-Ziel gibt es derzeit keine hinreichende Operationalisierung auf der europäischen Ebene. Die materiellen Vorgaben der Wasserrahmen-Richtlinie lassen sich mit den bisherigen Umsetzungsmaßnahmen nicht erreichen.

Dessen ungeachtet sind bislang die Möglichkeiten, die das wasserrechtliche Regelwerk bereitstellt, noch nicht ausgeschöpft: Sowohl auf der Ebene der Datensammlung als auch auf der Ebene der Datenauswertung und in der Koordinierung von stoffspezifischen Minderungsstrategien besteht Entwicklungspotential.

Hemmnisse, die die Eliminierung von PHS erschweren

Vollzugsdefizite/ Delat			Aus der Perspektive des Wasserrechts
Erster Ordnung (Gesetzgeber)	international	POP-Verordnung	
	EU	WRRL	Instrumente der Wasserrahmen-Richtlinie haben nicht das Ziel der Eliminierung von PHS, sondern nur Unterschreitung der in Anhang I der WRRL festgelegten UQN.

Vollzugsdefizite/ Delat			Aus der Perspektive des Wasserrechts
Zweiter Ordnung (Behörde)			Keine Instrumente für diffuse Quellen, Keine Instrumente, um Schadstoffeintrag aus der Luft zu vermindern, Keine Instrumente, die Aufkonzentrierung persistenter Substanzen zu reduzieren
		REACH	PHS nicht „automatisch“ auch PBT-Stoffe und als SVHC festgelegt → die Handlungspflichten für registrierungspflichtige Stoffe greifen daher nur eingeschränkt; die Schritte auf dem Weg zur Zulassungspflicht oder zur Beschränkung sind daher aufwändig.
	national	PRTR-VO ist im Anhang II	Nicht alle PHS sind im Anhang II aufgeführt, daher fehlen Monitoringdaten über das PRTR, die ein schnelles erkennen von geeigneten Maßnahmen erleichtern.
		Wasserbehörden	<p>Koordination zwischen den Behörden der Länder und dem Umweltbundesamt ist für Biotadaten zu schaffen; für alle anderen Messdaten zu überprüfen. Die Umweltprobenbank des Bundes ist nicht für Vollzugsaufgaben der Länder vorgesehen.</p> <p>Monitoringdaten (Gewässerqualität) Ermittlung der Schadstoffgehalte im Wasser („Immissions“-Situation zu beobachten sind unterschiedliche Nachweisgrenzen für die gleichen Stoffe. Es liegen kein Biotadaten für PFOS und Hg vor. Erhebung der Einleitungen (Emissionen) Monitoringdaten aus der Eigenüberwachung waren nicht zugänglich. Programme zur Datenerhebung zwischen den Flussgebietseinheiten nicht einheitlich, ebensowenig wie bei der Auswertung,</p>
		Fachbehörden (gesamt)	Eine Koordinierung zwischen den verschiedenen Fachbehörden ist nicht zu beobachten.
Dritter Ordnung (Unternehmen)			<p>Monitoringdaten im Zuge der Eigenüberwachung waren nicht zugänglich. Angaben aus den Registrierungsdossiers zu den Beispielstoffen aus der ECHA-Datenbank legen den Schluss nahe, dass die Grundpflichten der Stoffverantwortlichen entlang des Lebensweg eines Stoffes nicht vollständig beachtet werden, was vor allem für diffuse Quellen relevant sein dürfte. <i>Hinweis: Verhalten von Wirtschaftsteilnehmern, einschließlich der Konsumenten, waren nicht Gegenstand dieser Untersuchung.</i></p>

IV Forschungsbedarf und erste Gestaltungsoptionen

Die bisherige Untersuchung zeigt, dass die derzeit verfügbaren Instrumente des Wasserrechts bzw. deren aktuelle Umsetzung nicht ausreichen, um die Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie zu erreichen. Das gilt sowohl für die Zielsetzung, die UQN zu unterschreiten, als auch für die Zielsetzung des Phasing-out. Dies führt zurück zu zwei der Leitfragen dieses Forschungsprojekts:

- ▶ Wie könnten SMARTe Minderungsinstrumente für die prioritären gefährlichen Stoffe im Wasserrecht aussehen?
- ▶ Wie lassen sich aus dem Zusammenspiel von Wasserrecht und anderen sektoralen Regelwerken auf SMARTe Weise die Minderungsziele des Wasserrechts erreichen?

Die an den drei Beispielstoffen gewonnenen Erkenntnisse und der auf dieser Basis vorgenommene Vergleich zwischen den Anforderungen der Wasserrahmen-Richtlinie und den bisherigen Umsetzungsmaßnahmen in Kapitel 6 führen zu drei aufeinander aufbauenden Vollzugsbausteinen

- ▶ einer koordinierten Datensammlung
- ▶ einer koordinierten Datenauswertung und
- ▶ der Koordinierung stoffspezifischer Minderungsstrategien,

um auf SMARTe Weise die Minderungsziele für PHS zu erreichen – als gemeinsame Aufgabe von Wasserrecht sowie Stoff-, Anlagen- und Produktrecht; ein Ziel, welches auch den Koordinierungsvorgaben in Art. 7a UQN-RL zugrunde liegt.

Die folgende Darstellung berücksichtigt die Erkenntnisse aus den Diskussionen des Fachworkshops.. Sie formuliert weiteren Forschungsbedarf und erste Überlegungen zu Gestaltungsmöglichkeiten. Einen Überblick über die Gesamtschau der Handlungsmöglichkeiten bietet Abbildung 13 in Abschnitt 7.4.

IV.I Koordinierte Datensammlung

Eine koordinierte Datensammlung setzt sich aus aussagekräftigen Immissions- wie auch Emissionsdaten zusammen (siehe Abschnitt 6.1).

IV.I.I Datenerhebung: Immissionen

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.1.1 lässt sich die Aussagekraft der immissionsbezogenen Daten verbessern, wenn folgende Maßnahmen in Angriff genommen würden.

- ▶ Für alle PHS (bzw. ggf. deren Metaboliten) stehen vergleichbare und zuverlässige Daten über die Konzentration in Biota zur Verfügung.
Hierzu bietet es sich an, eine Koordination zwischen den Behörden der Länder und des Bundes (UBA, Bundesanstalt für Gewässerkunde) auf den Weg zu bringen. Ob und in welcher Weise dies rechtlich, messtechnisch und administrativ möglich ist, bedarf weiterer Klärung, einschließlich der Frage, ob die Behörden der Länder im Rahmen des Amtsermittlungsgrundsatzes die für sie zugänglichen Daten der Umweltprobenbank für retrospektive Analysen heranzuziehen haben.
- ▶ Für die Messungen von PHS stehen Messverfahren mit einheitlichen und hinreichend empfindlichen Nachweisgrenzen zur Verfügung.
Dazu müsste eine Abstimmung zwischen den ausführenden Institutionen erfolgen. Momentan ist unklar, worauf die unterschiedlichen Angaben zu den Nachweisgrenzen beruhen.
- ▶ Zu klären ist auch, ob derartige Nachweisverfahren in der Praxis zur Verfügung stehen.
- ▶ Die in den Datenbanken zugänglichen Messwerte – in Anlehnung an das Vorgehen der Umweltprobenbank – sind nur mit geringem Zeitverzug öffentlich verfügbar, um etwa bei einem Anstieg der Werte zu prüfen, ob und welche Maßnahmen (z.B. nachträgliche Anordnungen zur Begrenzung der Einleitungen und sonstigen Emissionen auch im Hinblick auf die Aktualisierungspflicht nach Art. 11 Abs. 3 Lit. g Satz 2) gegebenenfalls zu ergreifen sind. .
Hierzu wären zu prüfen, ob und wie sich die Abläufe bei den zuständigen Stellen beschleunigen lassen.
- ▶ Die Datenbanken mit den Gewässerdaten weisen eine einheitliche Struktur auf.
Dazu wäre ein einheitliches Datenbankformat für alle Darstellungen zu den Flussgebietseinheiten zu definieren, was zugleich eine automatisierte Auswertung auf Bundesebene erleichtern würde. Damit ließen sich dann auch Trends in der Datenentwicklung leichter identifizieren.

IV.I.II Datenerhebung: Emissionen

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.1.2 lässt sich die Aussagekraft der emissionsbezogenen Daten verbessern, wenn folgende Maßnahmen in Angriff genommen würden.

- ▶ Die wasserrechtlichen Einleitebescheide für Direkteinleiter und die dort verankerten Vorgaben zur Eigenkontrolle sichern eine vollständige Erfassung eingebrachter PHS (auch bei Chargenbetrieb). Dazu wäre zu prüfen, ob die Einleitebescheide in ihren Nebenbestimmungen dies gewährleisten. Außerdem wäre zu untersuchen, ob die behördliche Kontrolle die Umsetzung derartiger Vorgaben gewährleistet. Auf der Grundlage dieser (validierten) Daten erfolgt die Meldung an das PRTR.
- ▶ Alle PHS, die in nennenswertem Umfang in industriellen Prozessen Verwendung finden bzw. dort entstehen (können) und kontrolliert freigesetzt werden, sind zugleich Stoffe im Anwendungsbereich des PRTR mit einem die Berichtspflicht auslösenden Schwellenwert, der die Relation zu der jeweiligen UQN berücksichtigt. Dazu wäre ein dynamischer Verweis aus der PRTR-Verordnung auf Anhang X der Wasserrahmen-Richtlinie einzufügen bzw. bei einer Änderung von Anhang X zugleich der Anhang zur PRTR-Verordnung anzupassen.
- ▶ Die Daten im PRTR sind aussagekräftig im Hinblick auf die Freisetzung von PHS. Hierzu wäre zu prüfen, wo systematische Unsicherheiten und Datenlücken im PRTR bestehen; insbesondere im Hinblick auf Freisetzungen aus kleineren Anlagen und aus diffusen Quellen.
- ▶ Bei PHS, die zu diffusen Einträgen über die Landwirtschaft führen können, sind die eingesetzten Stoffmengen bekannt. Zu prüfen wäre hier, ob sich diese Daten über die Verknüpfung zu bestehenden Dokumentations- und Berichtspflichten – etwa im Bereich des Umgangs mit Pflanzenschutzmitteln oder beim Ausbringen von Klärschlamm – verknüpfen lassen. Diesbezüglich besteht Forschungsbedarf.
- ▶ Solange der Eintrag von PHS über (importierte) Erzeugnisse nicht beendet ist, sind die diesbezüglichen Mengen im PRTR erfasst. Voraussetzung dafür wären entsprechende Dokumentations- und Berichtspflichten der Hersteller bzw. Importeure entsprechender Erzeugnisse sowie eine darauf bezogene Überwachung. Ob und wie sich dies erreichen ließe, bedarf weiterer Klärung.

Mit den vorgenannten Maßnahmen, die zum Teil – etwa im Hinblick auf die Aufnahme aller PHS in das PRTR-System – Änderungen der europäischen Rahmenbedingungen (einschließlich des TGD [EC 2012]) erfordern, lassen sich zugleich Vorgaben für die Bestandsaufnahme nach Art. 5 UQN-RL sowie die Berichtspflichten der Europäischen Kommission nach Art. 7a UQN-RL substantiiert erfüllen.

IV.II Koordinierte Datenauswertung

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.2 lassen sich weitere Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge über eine koordinierte Datenauswertung erkennen, wenn folgende Maßnahmen in Angriff genommen würden.

- ▶ Abgleich der gemessenen Biota- und Gewässerkonzentrationen mit den Einträgen und den bisher veranlassten Maßnahmen.
- ▶ Die einheitliche Struktur der Datenbanken erleichtert die koordinierte Auswertung der Messdaten insbesondere im Hinblick auf Trendermittlungen für Behörden und Öffentlichkeit. Siehe dazu die Vorschläge in Abschnitt 7.1.1.
- ▶ Stoffflussbetrachtungen erlauben eine valide Abschätzung der wesentlichen Freisetzungsquellen und Eintragspfade. Dazu bietet es sich an, dem Vorbild der IKSR folgend, Stoffflussanalysen zu erstellen und im Hinblick

auf die aktuelle bzw. absehbare Marktentwicklung im Bereich diffuser Freisetzen mit Modellen fortzuschreiben. Dies erfordert für die vorliegenden Daten gute Auswertungskonzepte. Sie sollten Teil einer aktualisierten, stoffspezifischen Stoffflussanalyse sein, die – soweit relevant – auch Pfade wie Import, Export, Produktion, Verwendung, Wiederverwertung und Entsorgung erfasst. Diese Analysen lassen auch erkennen, ob und wo mehr oder andere Daten notwendig sind. Diesbezüglich besteht weiterer Forschungsbedarf, inwieweit sich die in der „Bestandsaufnahme“ nach Art. 5 benannten Datenlücken und Unsicherheiten verringern lassen, um die Aussagekraft der Ergebnisse der Modellierung zu erhöhen.

- ▶ Prüfung der Einleiteerlaubnis und der Einleiteüberwachung bei industriellen Direkteinleitern (ggf. Klärung, ob spezielle Stoffe über bestimmte Direkteinleiter in Gewässer gelangt).
- ▶ Klärung Bedeutung (Import-) Erzeugnisse, Prüfung geogener Vorbelastungen und Prüfung von Stoffdepots. Die zeitliche Dynamik der Quellen ist dabei zu berücksichtigen.
- ▶ Die verfügbaren Daten sind über statistische Modellierungen auswertbar, um die räumliche Verteilung, zeitlichen Trends und besonderen Handlungsbedarf zu erkennen.

IV.III Koordinierung stoffspezifischer Minderungsstrategien

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.3 sind weitere Maßnahmen zur Verringerung der Einträge durch die Koordinierung stoffspezifischer Minderungsstrategien möglich, wenn Kommission und Mitgliedstaaten hierfür die Zuständigkeiten klären und die verantwortlichen Akteure festlegen (Abschnitt 7.3.1), die ergänzende Maßnahmen sowohl über das Wasserrecht (Abschnitt 7.3.2) als auch über sektorale Regelwerke (Abschnitt 7.3.3) wirksam steuern. Hierzu gehört eine Prioritätensetzung der Maßnahmen und ggf. die quantitative Festlegung von Reduktionszielen, aber auch die Entlastung der Wasserbehörden in den Fällen, wo trotz Ausschöpfung aller Maßnahmen der gute chemische Zustand der Gewässer oder das Phasing-Out Ziel nicht oder zeitnah nicht zu erreichen ist (Abschnitt 7.3.4).

IV.III.I Rechtsfragen der Koordinierung nach Art. 7a UQN-Richtlinie

Nach den Befunden aus Kapitel 3 kann das UQN-Konzept alleine das Phasing-out-Ziel im Hinblick auf PHS nicht gewährleisten („Vollzugsdefizit erster Ordnung“), da die Kommission ihrem Auftrag nach Art. 16 Abs. 6 WRRL nicht erkennbar nachgekommen ist. Diese Lücke hat der europäische Gesetzgeber durchaus gesehen und versucht, sie durch – 2013 weiter ausgeführte – Koordinationsvorgaben zu schließen. Danach hat die Europäische Kommission Prüfungs- und Berichtspflichten zu erfüllen (siehe Abschnitt 4.1)

Nicht geregelt ist dabei die Frage, in welcher Weise die mangelnde wasserrechtliche Zielerfüllung in den Entscheidungsprozess der stoff- und produktrechtlichen Regelwerke einfließt. Denkbar, aber nicht explizit geregelt, wäre eine Stärkung der dort verankerten Schutzintention bis hin zu einer strikten Handlungspflicht. Zu klären wären dann die Voraussetzungen, unter denen eine solche Schutzverstärkung im Stoff- und Produktrecht eingreift:

- ▶ Müsste die Kommission in ihrem Bericht zunächst nachweisen, dass wirklich alle denkbaren Instrumente des Wasserrechts "ausgereizt" sind (bis hin zu einer vierten Reinigungsstufe) – ob sich ein solcher Nachweis realistischerweise führen lässt erscheint fraglich, weil zusätzliche abwassertechnische Maßnahmen grundsätzlich immer denkbar sind;
- ▶ oder reicht es aus, dass sich das Schutzziel mit dem "gängigen" wasserrechtlichen Instrumentarium nicht erreichen lässt?
- ▶ Wie wäre dann die Datenanforderung; wieviel Unsicherheit wäre akzeptabel?
- ▶ Wäre vielleicht auch eine vergleichende Betrachtung unterschiedlicher Regelungsoptionen (im Sinne eines "impact assessments") notwendig und – wenn ja – bis zu welcher Untersuchungstiefe?
- ▶ Welche Rolle spielen dabei die Grundsätze der Subsidiarität und der Erforderlichkeit (Art. 5 Abs. 3 und 4 EUV) einerseits und andererseits

- ▶ der Grundsatz, "Umweltbeeinträchtigungen mit Vorrang an ihrem Ursprung zu bekämpfen" (Ursprungsgrundsatz nach Art. 191 Abs. 2 Satz 2 AEUV).

Bezogen auf die Fallbeispiele ergibt sich folgendes Bild:

- ▶ Bei PFOS und Nonylphenol stammen erhebliche Einträge aus bestimmten industriellen Verwendungen sowie aus Stoffen in Erzeugnissen. Der Ursprungsgrundsatz streitet dafür, primär an diesen Freisetzungquellen anzusetzen – wie dies im Stoffrecht ja für beide Stoffe auch geschieht. Stattdessen „end of the pipe“-Technologien in der industriellen oder kommunalen Abwasserbehandlung einzusetzen, dürfte unter SMART-Kriterien nicht nur das weniger geeignete, sondern auch nicht das mildere Mittel darstellen.
- ▶ Bei Quecksilber befindet sich die Hauptfreisetzungquelle mit den Abgasen aus der Verbrennung von Kohle außerhalb des Zugriffs des deutschen Wasserrechts; allenfalls die Einleitungen aus den Abwässern der Rauchgasreinigung ließen sich mit dem Instrumentarium des deutschen Wasserrechts ggf. weiter reduzieren.

Im Hinblick auf die Koordinierungsvorgaben aus der Novelle zur UQN-Richtlinie im Jahr 2013 stellt sich die Frage, ob Art. 7a UQN-RL so interpretieren kann, dass – nach Anwendung des nach den vorgenannten Kriterien angemessenen "wasserrechtlichen Programms" – eine Vermutungswirkung legislativ verankert eingreift, nunmehr seien mit dem Stoff- und Produktrecht Begrenzungsmaßnahmen "am Ursprung" notwendig? Verneint man diese Frage, besteht die Gefahr, dass die Koordinierungsvorgaben in Art. 7a keinen gegenüber der vorherigen Rechtslage hinausreichenden Regelungsgehalt aufweisen.

Offen ist auch die Frage, wie – jenseits der am Stand der Emissionsminderungstechnik ansetzenden BVT-Dokumente – das übergreifende Minderungsziel des Phasing-out im Bereich der Anlagen nach der Industrieemissions-Richtlinie zu erreichen ist. Art. 7a UQN-RL erwähnt diese Richtlinie zwar und macht damit deutlich, dass hier eine Verknüpfung nach Auffassung des EU-Gesetzgebers geboten erscheint; es finden sich dort allerdings keine auf die Koordination mit Freisetzungen aus Industrieanlagen ausgerichteten Vorgaben.

IV.III.II Instrumente im Wasserrecht

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.3.1 lassen sich die Minderungsziele mit dem gegebenen Instrumentarium des Wasserrechts verbessern, wenn man die Rechtsfolgen mangelnder Zielerfüllung stärker konturiert. Folgender Forschungsbedarf im Hinblick auf die Einhaltung der UQN bildet den Ausgangspunkt, um die wasserrechtlichen Instrumente zu stärken:

- ▶ Wie kann man eine effektive Umsetzung der gegebenen Instrumente zunächst für das Erreichen der UQN durch Klarheit in den Rechtsfolgen im Hinblick auf die Bewirtschaftungsplanung stärken?
 - ▶ Wie kann eine Verringerung des Eintrags durch verbleibende Direkteinleiter sichergestellt werden?
- a) Welche stoffspezifischen Maßnahmen sind am wirkungsvollsten, auch im Hinblick auf Maßnahmen, die an der Quelle der Schadstoffentstehung ansetzen (im Herstellungsprozess und in der Verwendung der Stoffe).
 - b) Welches stoffspezifische Entlastungspotential bietet die Vorbehandlung von Abwasserteilströmen?
 - c) Wie lässt sich gewährleisten, dass bereits verfügbare Techniken, wie Substitution, Verfahrensänderung (geschlossene Kreisläufe, Vorbehandlung von Abwasserteilströmen) auf europäischem Maßstab vorgeschrieben werden und dabei die Minderungsziele für PHS angemessen berücksichtigt sind?
 - d) Zu prüfen wäre die Option, für PHS die Geltung anlagenbezogener Emissionsbegrenzungen der Industrieemissions-Richtlinie auf kleine und mittlere Anlagen zu erweitern.
 - e) Für PHS sollte eine direkte Verknüpfung zwischen Wasserrahmen-Richtlinie und der Fortschreibung von BVT-Merkblättern und -Schlussfolgerungen erfolgen. Dabei sind auch die derzeitigen Möglichkeiten der Substitution darzustellen und einzufordern.

- f) Zu klären ist, ob sich in den BVT-Dokumenten das Phasing-out-Ziel der Wasserrahmen-Richtlinie verankern lässt. Damit ließe sich klarstellen, dass das mittelfristige Ziel bei diesen Stoffen die Null-Emission bzw. Einstellung der Verwendung ist. Dadurch bekommen Verfahren besonderes Gewicht, die dieses Ziel unterstützen.
- ▶ Wie lässt sich – über § 57 Abs. 3 WHG hinaus – gewährleisten, dass die Abwasser-Verordnung regelmäßig an den aktuellen Stand der besten verfügbaren Techniken angepasst wird und dabei die Minderungsziele für PHS angemessen berücksichtigt sind? Hierzu gehört auch die Fortschreibung der BVT-Merkblätter und der BVT-Schlussfolgerungen.
 - ▶ Wie lässt sich – über § 57 Abs. 4 und 5 WHG hinaus – gewährleisten, dass die tatsächliche Abwasserbehandlung an den aktuellen Stand der besten verfügbaren Techniken angepasst wird und dabei die Minderungsziele für PHS angemessen berücksichtigt sind?
 - ▶ Als informatorisches Instrument kommt in Betracht, in der amtlichen Begründung und sonstigen amtlichen Erläuterungen zu den Anhängen der Abwasserverordnung Hinweise auf mögliche Vorkommen von PHS in den jeweiligen Branchen zu geben. An dieser Stelle wäre dann auch die Phasing-out-Zielsetzung zu betonen.
 - ▶ Welchen Minderungsbeitrag könnte eine vierte Reinigungsstufe (bei kommunalen Kläranlagen) erbringen?

Darüber hinaus wäre zu untersuchen, welche Möglichkeiten es gibt, das wasserrechtliche Instrumentarium fortzuentwickeln, um die Minderungsziele hin zum Phasing-out im Wasserrecht umzusetzen. Folgende Fragen wären dabei genauer zu betrachten:

- ▶ Stärkung der Umsetzung der Zwischenschritte auf dem Weg zum „Phasing-out“. Sind stoffspezifische Reduktionsziele in Form von Freisetzungsraten sinnvolle Ergänzungen zu den UQN, um die Minderungsziele der PHS zu erreichen? Sie könnten die bestehenden UQN ergänzen, indem sie angeben, um wieviel Prozent die aktuellen Einträge bis zu einem festgelegten Zeitpunkt reduziert werden sollen. Solche Ziele könnten von den einzelnen Mitgliedstaaten selber festgelegt werden – als nationale PHS Stewardship Programme (ähnlich dem PFOS Stewardship Programm der US amerikanischen Umweltbehörde).
- ▶ Stärkung der Handlungspflichten auf EU-Ebene bei der Anwendung der Koordinierungsvorgaben nach Art. 7a UQN-RL in Fällen, in denen deutlich wird, dass sich mit dem Instrumentarium des Wasserrechts die Minderungsziele nicht erreichen lassen. In Betracht kommt etwa eine Vorgabe, dass das „Ob“ ergänzende Maßnahmen nicht mehr in Frage steht, sondern lediglich das „Wie“ der Minderungsmaßnahmen Gegenstand des „impact assessments“ auf EU und der anschließenden Beratungen in den Organen der EU ist. In Betracht kommt auch eine Vermutungswirkung, dass bei einer Überschreitung der UQN in mehreren Mitgliedsstaaten die Voraussetzungen des Art. 68 Abs. 1 REACH für den Erlass von Beschränkungen erfüllt sind.

IV.III.III Instrumente im sektoralen Recht

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.3.2 lassen sich Minderungsziele einerseits beim Zusammenspiel mit Vorgaben aus dem Anlagenrecht und andererseits beim Zusammenspiel zwischen Wasserrecht und REACH (bzw. dem sonstigen Stoff- und Produktrecht) erreichen, wenn

- ▶ diese Regelwerke die Stofffreisetzung an der Quelle der Freisetzung begrenzen (engl.: "rectify at source"). Jenseits der industriellen und gewerblichen Direkteinleitung verfügt das Wasserrecht hierfür nicht über zielführende Instrumente;

- ▶ aus der Perspektive des Wasserrechts die Möglichkeiten der REACH-Verordnung genutzt werden, die nunmehr (neben der Europäischen Kommission) auch den Mitgliedstaaten ein Initiativrecht bei der Einleitung des Verfahrens für generellen Stoffbeschränkungen sowie bei der Identifizierung von Stoffen für das Zulassungsverfahren (SVHC Stoffe auf der Kandidatenliste) zugesteht und
- ▶ die Eintragsquellen durch Importe (Beispiel PFCs aus Outdoorbekleidung oder auch 4-Nonylphenol in Textilien) nicht nur strenger reguliert, sondern auch besser kontrolliert werden.

In allen drei Punkten besteht Forschungsbedarf über das „wie“, um auf dieser Grundlage entsprechende Gestaltungsempfehlungen zu erarbeiten.

Zudem lässt sich eine Reduzierung der Einträge erreichen, wenn

- ▶ eine Überschreitung der UQN durch Lufteinträge (auch bei Ferntransport und ohne direkte Verknüpfung zu einem konkreten Wasserkörper) im Anlagenrecht direkt als „schädliche Umwelteinwirkung“ eingestuft wird und entsprechende Rechtsfolgen nach sich zieht und
- ▶ sichergestellt wird, dass mit Industriechemikalien belastete Klärschlämme (beispielsweise mit PFOS) verbrannt werden. Hier ist zu prüfen, ob durch EU-weite Vorgaben eine Verbrennung sicherzustellen ist.

Für beide Optionen sind die Vorgaben des europäischen Sekundärrechts entsprechend anzupassen.

IV.III.IV Grenzen: Remobilisierung aus Senken

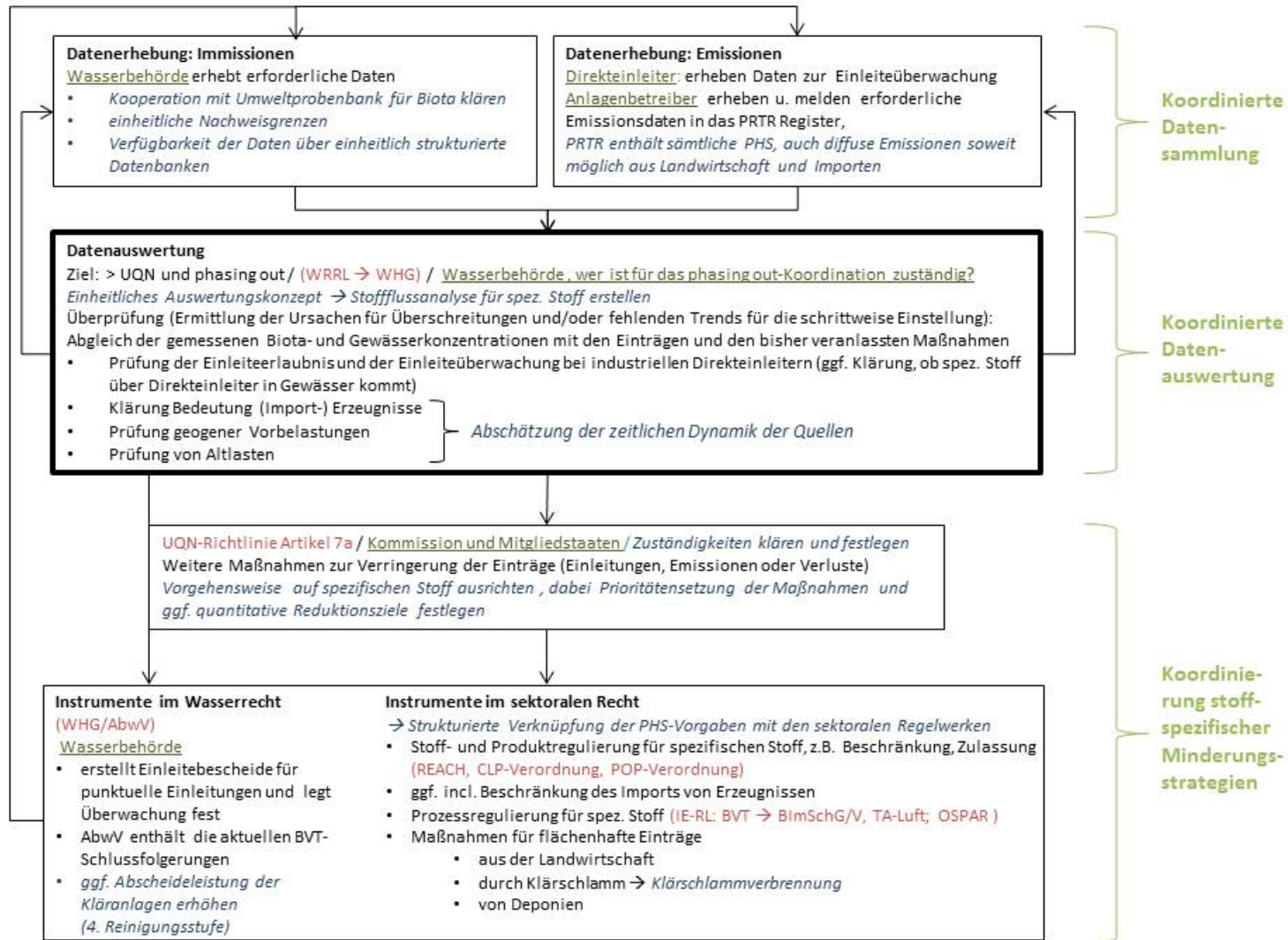
PHS, deren Gewässer- und Biotakonzentrationen trotz Ausschöpfung aller möglichen Minderungsmaßnahmen aufgrund geogener Vorkommen oder aufgrund von Stoffdepots oberhalb der UQN liegen (Abschnitt 6.3.3), stellen ein Problem für die Wasserbehörden dar, da für diese Gewässer ein „guter chemische Zustand“ nicht bzw. nur schwer oder zeitverzögert zu erreichen ist. Hier eröffnet die Wasserrahmen-Richtlinie Ausnahmemöglichkeiten (Abschnitt 3.3).

Zu klären ist hierbei, unter welchen Bedingungen sich diese Stoffe einerseits aus der Zielerreichung des „guten chemischen Zustandes“ ausklammern lassen, und zugleich andererseits die Minderungspotentiale und die Kontrollmöglichkeiten weiterhin ausgeschöpft werden.

IV.IV Gesamtschau der Handlungsmöglichkeiten

Die nachfolgende Abbildung veranschaulicht in einer Gesamtschau die in den vorherigen Abschnitten erläuterten Ansatzpunkte, auf SMARTe Weise die Minderungsziele des Wasserrechts zu erreichen.

Aufeinander aufbauende Vollzugsbausteine, um SMARTe Schutzziele für PHS zu erreichen



Legende: (In roter Schrift bzw. in Klammern ist die Rechtsgrundlage dargestellt). In grüner Schrift bzw. unterstrichen werden die zuständigen Akteure genannt. Das Entwicklungspotential ist in blauer Schrift bzw. kursiv formuliert.

IV.V Ergänzung: Vermeidung von Folgeproblemen

Im Mittelpunkt des Forschungsvorhabens stehen die drei ausgewählten Beispielstoffe. Ihre Bearbeitung hat erkennen lassen, dass es einige bisher nicht genannte Gesichtspunkte gibt. Sie sind für die Erreichung der Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie wichtig, gehen aber über das hier bearbeitete Forschungsvorhaben hinaus.

1. **Erfassung der Gesamtbelastung:** Bei einem Monitoring von Einzelstoffen ist nicht überprüfbar, ob prioritäre gefährliche Stoffe durch strukturell ähnliche – und ebenfalls problematische – Stoffe ersetzt worden sind. Es findet z.B. keine systematische Erfassung der Gesamtbelastung durch per- und polyfluorierte Chemikalien statt. SMARTe Minderungsinstrumente sollten auch in der Lage sein, Folgeprobleme abzubilden:
 - a) Ein Summenparameter für adsorbierbare organische Fluorverbindungen kann die Gesamtbelastung mit dieser Stoffgruppe abbilden. Er zeigt an, ob der Ersatz eines einzelnen Vertreters einer problematischen Stoffgruppe letztlich zu einer Verringerung der Gesamtbelastung führt oder nicht.
 - b) Auch für Stoffe mit hormonähnlicher Wirkung wäre zu prüfen, ob Summenparameter sich sinnvoll einsetzen lassen. In Oberflächengewässern liegen in der Regel Gemische mehrerer Stoffe mit endokriner Wirkung vor. SMARTe Minderungsinstrumente zur Sicherstellung des guten chemischen Zustands sollten sich daher nicht nur auf einzelne Stoffe beziehen. Sinnvoll ist eine Überprüfung, wie hoch die gesamte hormonelle Aktivität im Gewässer ist. Hierfür könnte man Biotests einsetzen, die an Umweltproben angepasst sind und standardisiert mit vertretbarem Aufwand in Monitoringprogrammen eingesetzt werden können.
2. **Vorbeobachtungsliste:** Es gibt keine UQN und keine Monitoringverpflichtungen für noch nicht regulierte Ersatzstoffe, die für PHS eingesetzt werden. So werden kurz- und mittelkettige per- und polyfluorierte Verbindungen seit mehreren Jahren verstärkt anstelle von PFOS z.B. in der Textilveredlung und der Galvanik eingesetzt. Die in der Wasserrahmen-Richtlinie verankerte Beobachtungsliste verhindert nicht die zunehmende Belastung der Gewässer mit diesen Stoffen. Die Screeningliste ist vom Ansatz her nachsorgeorientiert. Stoffe werden hier erst auffällig, wenn ihre Konzentrationen vorgegebene Werte erreicht haben. Bei Stoffen, die kritische Eigenschaften haben, und die als Ersatzstoffe für PHS verwendet werden, wäre frühzeitig und regelmäßig zu überprüfen, ob sie in der Umwelt gefunden werden. Diese Stoffe könnten auf eine Vorbeobachtungsliste gesetzt werden.
3. **Erweiterungen im Stoffrecht (REACH Anhang XIII):** Ersatzstoffe für PHS, die aufgrund ihrer Eigenschaften problematisch sind, sollten rechtzeitig in die behördliche Regulierung aufgenommen werden. Für die Wasserversorgung sind auch Stoffe mit hoher Grundwassergängigkeit kritisch. Einige dieser Stoffe erfüllen die derzeit in REACH (Anhang XIII) geltenden Kriterien für die Stoffeigenschaften Persistenz, Bioakkumulation und Toxizität nicht und werden deshalb auch nicht als besonders besorgniserregend eingestuft. Die Stoffeigenschaft Grundwassergängigkeit (aufgrund hoher Mobilität) sollte auch dazu führen können, dass ein Stoff als besonders besorgniserregend bewertet wird. Diese Bewertung ist Voraussetzung dafür, dass ein Stoff einer Zulassung unterworfen wird. Sie erleichtert auch die Durchsetzung von Stoffbeschränkungen.

Die Eigenschaft „Grundwassergängigkeit“ könnte im Artikel 57 REACH eingeführt werden. Explizit als zusätzliches Kriterium in Artikel 57 oder auch als Begründung für eine „ebenso besorgniserregende“ Wirkung (in Artikel 57f). Eine weitere Möglichkeit besteht darin, das Kriterium Grundwassergängigkeit im Anhang XIII von REACH aufzunehmen.

IV.VI Empfehlungen für SMARTe Minderungsinstrumente und prioritäre Schritte

Aus dem in den Abschnitten 7.1 bis 7.5 genannten Forschungsbedarf und den formulierten Gestaltungsoptionen ergeben sich die in Tabelle 17 dargestellten Empfehlungen, um die im Wasserrecht verankerte Aufgabe für prioritär gefährlichen Stoffe (PHS) zu erfüllen, nämlich die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen (UQN) zu gewährleisten und zudem deren Eintrag in die Gewässer zu beenden oder schrittweise einzustellen (sog. Phasing-out). Zu betonen ist dabei, dass diese Aufgabe nicht über die Umsetzung einzelner isolierter Maßnahmen zu erreichen ist, sondern der SMARTe Erfolg auch und vor allen von der einzelnen Koordination der Maßnahmen abhängt.

SMARTe Minderungsinstrumente für PHS im Zusammenspiel zwischen Wasserrecht und anderen sektoralen Regelwerken

Glied-Nr.	Vollzugsbaustein	Einzelmaßnahme (Gestaltungsoption bzw. Forschungsbedarf)	Welche Akteure?	SMART-Kriterien	Bemerkungen
7.1	Koordinierte Datensammlung				
7.1.1	Datenerhebung: Immissionen	G: Daten über die Konzentration von PHS in Biota	Länder, Umweltprobenbank	SMAR	Zeitaufwand ist zu klären.
		G: Vereinheitlichung der Nachweisgrenzen	Auswerteeinrichtungen, BfG	Verbesserung M	Aufwand unklar
		F: Nachweisgrenze unter UQN	Länder, Laborausstatter, BfG	Verbesserung M	Aufwand unklar
		G: Messwerte in öffentlichen Datenbanken rasch zugänglich	Länder, Datenbankbetreiber, Bund	SMART	
		G: Einheitliches Datenbankformat	Länder	SMART	
7.1.2	Datenerhebung: Emissionen	G: Direktleiter erfassen eingebrachte PHS vollständig	Länder	SMART	Ggf. Einleitebescheide anpassen
		G: PRTR erfasst (dynamisch) alle PHS	Organe der EU	SMART	PRTR-VO anpassen
		F: Daten im PRTR geben Freisetzung von PHS realistisch wieder?	EU, Länder	MAR	Test in einzelnen Flussgebietseinheiten
		GF: Einsatzmengen von PHS in offenen Anwendungen (etwa Landwirtschaft) bekannt	EU, Bund, Länder	SMART	Verknüpfung von Berichtspflichten prüfen
		F: Mengen an (importierten [Stoffe in]) Erzeugnissen sind im PRTR erfasst	EU; Bund	R	PRTR-VO anpassen
7.2	Koordinierte Datenauswertung	FG: Klärung, ob die „Bestandsaufnahme“ nach Art. 5 als einheitliches Auswertungskonzept mit stoffspez. Stoffflussanalyse auf der Basis des TGD fortschreibungsbedürftig ist → Ermittlung der Ursachen für Überschreitungen und/oder fehlenden Trends für die schrittweise Einstellung	Bund, Länder	SMART	Weitere Entwicklung und Erprobung notwendig.
7.3	Koordinierung stoffspezifischer Minderungsstrategien	FG: Zuständigkeiten klären und festlegen; Relevanzkriterien entwickeln	EU (Kommission), ergänzend: MS (Bund)	SART	
7.3.1	Rechtsfragen der Koordination nach Art. 7a UQN-Richtlinie	FG: Stärkung der Handlungspflichten auf EU-Ebene bei der Anwendung der Koordinierungsvorgaben nach Art. 7a UQN-RL, nicht das „Ob“ ergänzender Maßnahmen steht zur Frage, sondern lediglich das „Wie“ der Minderungsmaßnahmen.	EU (Kommission)		Auslegung (bzw. Fortschreibung) von 7a [8a] UQN-RL
		G: Weitere Maßnahmen zur Verringerung der Einträge, Vorgehensweise auf spez. Stoff ausrichten, dabei Prioritätensetzung der Maßnahmen und ggf. quantitative Reduktionsziele (Zwischenziele) festlegen	EU (Kommission), Bund	SMART	

Glied.-Nr.	Vollzugsbaustein	Einzelmaßnahme (Gestaltungsoption bzw. Forschungsbedarf)	Welche Akteure?	SMART-Kriterien	Bemerkungen
7.3.2	Instrumente im Wasserrecht	FG: Effektive Umsetzung der gegebenen Instrumente im Hinblick auf die Bewirtschaftungsplanung für das Unterschreiten der UQN	Länder	SMART	
		FG: Direkte Verknüpfung zwischen Wasserrahmen-Richtlinie und der Fortschreibung von BVT-Merkblättern und –Schlussfolgerungen; dabei sind auch die derzeitigen Möglichkeiten der Substitution darzustellen und einzufordern und kleine und mittlere Anlagen zu berücksichtigen	KOM (Sevilla Büro) mit Input UBA und Länder	SMART	Koordinierung mit IE-RL im Rahmen der BVT-Prozesse (Sevilla)
		F: Welchen Minderungsbeitrag könnte eine vierte Reinigungsstufe (bei kommunalen Kläranlagen) erbringen?	Länder (LAWA), UBA		Betriebserfahrungen auswerten
7.3.3	Instrumente im sektoralen Recht	G: PHS sind automatisch als SVHC Stoffe auf der Kandidatenliste	EU (KOM, Rat EP)	SMART	Link zwischen WRRL + REACH schaffen
		G: Stoffspez. Regulierung der Einträge durch generelle Stoffbeschränkungen einschließlich Importverboten über REACH	EU (KOM/ECHA), Bund (MS)	SMART	Beschränkungsossier erstellen (Art. 69 REACH)
		FG: Ursachen für Nicht-Identifizierung von PHS als PBT im Registrierungsverfahren klären; ggf. Kriterien aus Anhang XIII fortschreiben.	ECHA (Dossierev.) MS (Stoffev.) G: EU		
		FG: Anlagenrecht stuft eine Überschreitung der UQN durch Lufteinträge (auch bei Ferntransport und ohne direkte Verknüpfung zu einem konkreten Wasserkörper) direkt als „schädliche Umwelteinwirkung“ ein; Rechtsfolgen für einzelne Anlagen wären zu klären.	EU, Bund		Anpassung von IE-RL bzw. BImSchG und/oder 39. BImSchV bzw. TA Luft
		FG: Verbrennung von PHS haltigen Klärschlämmen verbindlich vorschreiben	EU, Bund		
7.3.4	Grenzen: Remobilisierung aus Senken	F: PHS, deren Gewässer- und Biotakonzentrationen trotz Ausschöpfung aller möglichen Minderungsmaßnahmen aufgrund geogener Vorkommen und Stoffdepots oberhalb der UQN liegen, werden aus der Zielerreichung des „guten chemischen Zustandes“ ausgeklammert, ohne dass sie aus der Bewirtschaftungsplanung und damit aus der Kontrolle genommen zu werden	EU, Bund		Änderung des Rechtsrahmens notwendig und sinnvoll?
7.5	Vermeidung von Folgeproblemen	FG: Die Gesamtbelastung der Gewässer wird durch die Anwendung von geeigneten Summenparametern beobachtet, die auch „Ersatzstoffe“ für PHS abdecken, die ähnlich problematisch sind.	EU	SMART	Als Monitoring-Maßnahme auch national zu erproben?
		FG: Eine Vorbeobachtungsliste unterstützt das vorausschauende Monitoring von Stoffen. Sie benennt Stoffe, deren Auftauchen im Gewässer erwartet werden kann aufgrund bekannter kritischer Eigenschaften und Verwendungen.	EU	SMART	
		G: Die Stoffeigenschaft „Grundwassergängigkeit“ wird in REACH Anhang XIII als Grund für die Bewertung eines Stoffes als besonders besorgniserregend aufgenommen.	EU	MRT	Vermutlich hoher Diskussionsbedarf

Die Analyse der drei Beispielstoffe zeigt, dass es bislang an einer Operationalisierung des Phasing-out-Ziels in der Wasserrahmen-Richtlinie fehlt. Vor dem Hintergrund der Schlussfolgerungen aus den vorhergehenden Kapiteln empfehlen wir daher die folgenden prioritären Schritte zur Operationalisierung des Phasing-out-Ziels einer näheren Prüfung zu unterziehen:

- ▶ Für PHS werden **nationale quantitative Emissionsreduktionsziele** erstellt. Grundlage dieser Ziele sind stoffspezifische Eintragsinventare.
- ▶ PHS-Einträge aus (**importierten**) **Erzeugnissen** werden durch Maßnahmen des Stoffrechts verringert (europaweite Beschränkungen).
- ▶ PHS-Einträge aus industriellen Prozessen werden ebenfalls durch Maßnahmen des Stoffrechts (Zulassung/Beschränkung) weitestgehend ausgeschlossen. Hier lassen sich die zulässigen Restkonzentrationen in Erzeugnissen so niedrig festsetzen, dass sie eine gezielte Verwendung der Stoffe im Produktionsprozess ausschließen.
- ▶ Die Europäische Kommission setzt für PHS eine **direkte Verknüpfung zwischen Wasserrahmen-Richtlinie und BVTs nach der IE-Richtlinie (2010/75/EU)** um. Bei Stoffen mit einer Umweltqualitätsnorm sind für alle Branchen, die sie verwenden, in den zugehörigen BVTs die derzeitigen Möglichkeiten des Verzichts darzustellen und einzufordern. In den BVTs wird das Phasing-out-Ziel der Wasserrahmen-Richtlinie verankert.
- ▶ Bei Direkteinleitern sind die **BVT dem Stand der Technik** anzupassen. Hier ist zu gewährleisten, dass der europäische Abstimmungsprozess sicherstellt, dass besonders effektive, national bereits verfügbare Techniken auch in die BVTs übernommen werden. Vorhandene nationale Gestaltungsräume im Anlagenrecht lassen sich nutzen, um besonders fortschrittliche nationale Ansätze umzusetzen, die derzeit europäisch noch nicht Standard sind.
- ▶ In den **Hintergrundpapieren zu den Anhängen der Abwasserverordnung** sollten Hinweise auf mögliche Vorkommen von PHS in den jeweiligen Branchen gegeben werden. An dieser Stelle sollte dann auch die Phasing-out-Zielsetzung seitens der EU Kommission durch entsprechende Vorgaben verankert werden.
- ▶ Für Anlagen, in denen PHS eingesetzt werden, sollte ein **Monitoring der Einsatzmengen und Freisetzung** verpflichtend sein. Dies gilt auch für kleine und mittlere Unternehmen.
- ▶ **Anlagenbezogene Emissionsbegrenzungen** der IE-RL werden bei PHS auch für kleine und mittlere Unternehmen Geltung bekommen.
- ▶ Eine Überschreitung der UQN durch Lufteinträge sollte im Anlagenrecht direkt als „**erhebliche Umweltverschlechterung**“ eingestuft werden und entsprechende Rechtsfolgen nach sich ziehen.
- ▶ Die Gesamtbelastung der Gewässer wird durch die Anwendung von geeigneten **Summenparametern** beobachtet (z.B. für adsorbierbare organischen Fluorverbindungen).
- ▶ Eine **Vorbeobachtungsliste** unterstützt das vorausschauende Monitoring von Stoffen, die als Ersatzstoffe für PHS zum Einsatz kommen. Sie benennt Stoffe, deren Auftauchen im Gewässer erwartet werden kann und die ähnlich problematische Eigenschaften aufweisen können wie PHS.

Auch hier ist zu betonen, dass die wichtigste Aufgabe zur Erreichung des Phasing-out-Ziels nicht die Umsetzung einzelner isolierter Maßnahmen ist, sondern die die Koordination der Vollzugsbausteine. Die Kapitel 7.1 – 7.5 und die Abbildung 11 enthalten konkrete Vorschläge für die Koordination.

Summary

I Scope of Investigation and Approach

I.I Protection Targets for Priority Hazardous Substances: Background and Problem Definition

In its target definition, Article 1 of the Water Framework Directive (WRRL) sets out a comprehensive approach which aims at “enhanced protection and improvement of the aquatic environment” while at the same time promoting a “sustainable water use based on a long-term protection of available resources”. On the basis of, inter alia, a management plan, it furthermore foresees a progressive reduction of discharges of priority substances and priority hazardous substances (PS/PHS) into the aquatic environment (in the case of PS) and the cessation or gradual phasing out of such discharges (in the case of PHS).

With respect to the subject matter of this report, this is the central module of the Water Framework Directive to be addressed.

These water norms are to be transposed and implemented into national laws by the Member States. The responsibility for the river basin water management plans and the reduction targets to which they must conform lies with the Member States. Within the framework of the overall mitigation strategy, certain tasks which have been defined more precisely by the amendments of the EQS directive as of 2013 have also been assigned to the European level.

To date, however, problems persist in the implementation of these “mitigation targets”: the environmental quality standards (EQS) set out in Annex X of the Water Framework Directive are still exceeded for a number of PHS. This clearly shows that the even more demanding target to cease or gradually phase out substance discharges of PHS remains a major challenge.

This is also shown by the “inventory of emissions, discharges and losses pursuant to article 5 of Directive 2006/105/EG”: Accordingly, a key insight gained on the basis of the information collected throughout Germany is the fact that “with regard to the most relevant substances in Germany, diffuse emission routes into the surface waters are dominating”; for “some of the substances, the proportion of diffuse entry routes to the overall emissions lies between 70 and 100%”, for mercury, one of the substances chosen by way of example, above 95% on average. Hence, the ambitious objectives of the Water Framework Directive cannot solely be achieved on the basis of measures specifically linked to the protection of water bodies. The European legislator was perfectly aware of this: recital 16 therefore outlines the expectation that there will be enhanced exchange of information and a cooperative development of action strategies: “Further integration of protection and sustainable management of water into other Community policy areas such as energy, transport, agriculture, fisheries, regional policy and tourism is necessary. This Directive should provide a basis for a continuous dialogue and for the development of strategies towards a further integration of policy areas.” An important question is therefore which sectoral rules and regulations may support the objective set out under the Water Framework Directive and where there might still be coordination gaps.

I.II Project’s Research Issue

At the heart of this research project are the following two main objectives that are laid down in the water legislation for priority hazardous substances:

- ▶ compliance with and/or undercutting of the environmental quality standards (EQS) and
- ▶ the cessation or gradual elimination of discharges into water bodies (the so-called phasing out).

Against this backdrop, the project’s principle tasks were:

Initially, it was important to identify the obstacles still existing in the implementation of the reduction targets by means of applying the instruments of water law available at national level, the main instrument being the “EQS approach”. The barriers found had to be described.

This first task refers to barriers in water law. Priority hazardous substances, however, are not only governed by water law, but also by other legislative regimes. Covering substances, plants and products, these “supplementary” rules and regulations fall outside the field governed by water legislation. With a view to attaining the reduction targets, advantages but also obstacles and conflicts may result from this regulatory overlap

Hence, the second task to be carried out within the scope of the project was the analysis of coherence and coordination between the other relevant sectoral legislation and water law as regards the example substances under scrutiny, again with a view to describing barriers and conflicts.

The report shall indicate the problems encountered in water law as well as in supplementary rules and regulations relating to the achievement of the reduction targets. In this exercise, the experts were not expected to elaborate standard solutions for these issues but to define the specific research needs so as to resolve outstanding issues concerning the specific obstacles and conflicts that have been identified, and furthermore to provide some preliminary options for the best courses of action to be taken.

The results generated may help to decide on the further steps to be taken in terms of specifying “SMART” protection targets for priority hazardous substances and the SMART mitigation instruments required to achieve these goals. These “SMART” criteria have been developed in the context of the “Better Regulation” debate at EU level. SMART stands for simple (S), measurable (M), accessible (A), adequate, reasonable and necessary (R), and – last but not least – timely implementation (T).

SMART protection goals and the associated mitigation instruments are expected to make a significant contribution to achieving the reduction targets set out in the Water Framework Directive. They are not only embodied in water legislation on a stand-alone basis, but also take into account supplementary rules and regulations. Another task to be accomplished in the course of the project was to examine how such SMART protection objectives might look like.

The report addresses the fundamental aspects of coordination within and between the respective legislative regimes. It does not aim at evaluating the state of implementation of the requirements of the Water Framework Directive. For this reason, when presenting the example substances, researchers only take a close look at the transitional periods and derogations in the establishment of an inventory wherever this seems sensible and necessary with regard to the essential issue of the report. The same applies to the question of whether certain requirements were already to be found in the version of the EQS directive of the year 2008, or whether they were only brought within the scope of the directive of 2013 in original or modified form. The representation of the “actual condition” therefore compares the findings of water monitoring with the environmental quality standards of water law. The question of which criteria should be applied for the selection of further priority substances under the Water Framework Directive is also excluded.

I.III Key Issues and Methodology of the Project

Starting points for this research project are three key issues:

1. What can SMART mitigation instruments for priority hazardous substances look like?
2. What difficulties hinder the development of SMART mitigation instruments for priority hazardous substances?

A particular distinction, however, is to be drawn between the difficulties encountered in:

- ▶ compliance with the EQS set for priority hazardous substances and
- ▶ the phasing out of these substances.

3. How can the mitigation targets set out in water legislation be attained in a SMART manner by the coordination between water law and other sectoral legislation?

Using three substances (mercury, 4-nonylphenol and PFOS) as examples, these key issues will be investigated. These substances are not bio-degradable and tend to accumulate in living organisms. Specific difficulties relating to the attainment of the mitigation targets laid down in the Water Framework Directive arise from these properties.

II Results of the assessment of the example substances

II.I Achievement of the Objectives of the Water Framework Directive

The analysis of the three example substances shows that each substance raises its own problems relating to the implementation of the objectives of the Water Framework Directive.

Concentrations of mercury and PFOS in water bodies are still above the EQS level. Data from the Environmental Specimen Bank of the Federal Environment Agency reveal exceedances for PFOS in 95 % of cases, for mercury in 100 % of cases. Currently, 4-Nonylphenol occurs in concentrations below the EQS level.

ESB data relating to PFOS reveal a trend towards a reduction of inputs, however, the pollution of water bodies with similar compounds that have not been regulated by the Water Framework Directive yet is also increasing.

As regards 4-Nonylphenol, a slight increase can currently be observed at some points; it needs to be clarified whether this increase may be solely explained by the textile imports or whether there are further inputs which have not so far been recognized or been subject to regulation.

Biota data for mercury have not demonstrated a marked downward trend; at individual measurement points, concentration has settled to a more or less steady level, while concentrations at other measurement points have been rising again. The legal bases still make it possible to release large amounts of mercury into the air, but also into the water, and – via sewage sludge – into soils. However, a significant decline in the direct inputs of mercury into water bodies was noticeable. Current biota data, however, do not reflect this trend, so far not even on a deferred basis. Insofar it can be assumed that the problem of high mercury concentrations can also be attributed to the high background levels and/or to remobilizations.

The investigation of the three substances taken as examples also shows that there are deficits with regard to an integrated and coordinated collection of data. This also requires a consultation on the substances for which biota data should be collected.

II.II Regulation of entry paths in water legislation

The phasing out of inputs for any of the substances under investigation cannot be achieved via regulation of the entry paths through water law. On the one hand, this is due to the fact that emission-related stipulations in water law are mostly oriented towards the state-of-the-art technology for restricting emissions and not on the phase-out objective. On the other hand, however, it remains to be seen whether further actions resulting from a coherent and coordinated approach between the relevant actors prove feasible under water law. For example, emission data were not available, on the basis of which a statement could be made whether and how the specifications contained in the German waste water regulation (AbwVO) have been transposed into discharge notifications or whether additional measures on the restriction of emissions are technically feasible and necessary, having regard to the updating obligations.

Measurement data on emissions were only available from individual municipal direct dischargers. It became obvious, that additional measures were necessary.

Direct and diffuse entry paths are known for PFOS, 4-nonylphenol and mercury. It is unclear whether the regulation of entry paths is being implemented by industrial direct dischargers, since there is still some room for manoeuvre by means of water legislation. This requires specific evaluation concepts by water authorities in order to determine exceedances by way of coordinated action. It is therefore necessary to compare the actual emission data with the discharge notification. If needed, data have to be requested and appropriate measures aimed at the reduction of discharges should be formulated.

Water law has no instruments

1. to govern diffuse sources solely via the entry paths. Only diffuse releases which find their way into the municipal sewage treatment plant will again result in direct discharges which fall within the scope of water law. The only option, however, is to reduce the volume of inputs via the municipal wastewater treatment plants by means of downstream cleaning measures (i.e. “end of the pipe” technologies which entail considerable costs).
2. to diminish the airborne input of contaminants in water bodies – which is covered in principle – water law does not have immediate access to these inputs.
3. To reduce the concentration of persistent substances. The EQS concept – beyond the EQS_{Biota} – has not been designed to cover the behaviour of persistent substances in the environment.

Thus, the starting hypothesis that the European water legislation in its emissions-related regulatory area does not provide sufficiently practical instruments to achieve the phasing-out objective, proves to be true. In this respect it must be held – in normative terms – that there is an “instrument gap” or, in other words a “first-order implementation deficit” (see page 5)

II.III Regulation of PHS at the source

As regards the regulation of PHS beyond water law, there is a need to differentiate between facility requirements on the one hand and substance- and product-related requirements on the other hand.

In case of the example substances, plant law does not formulate any “elimination” of release; it rathermore requests a restriction of emissions based on the state-of-the-art technology, and in addition compliance with immission-based requirements. “Zero-emission” is not required for any of the example substances.

Substance law in part contains bans for individual substances, which affects the corresponding industrial processes (either directly, as the use is prohibited for certain processes; or indirectly because the substance must not be present in the manufactured product – which applies to all three example substances).

By means of substance restrictions it is also possible to reduce diffuse entries from imported articles; which has already been the case for selected, formerly mercury-containing products. PFOS are covered by the restrictions laid down in Directive 2006/122/EC as well as the requirements of the POP convention which also apply to preparations and imported articles. As regards 4-nonylphenol, a regulation of this kind is still missing. Sweden has forwarded a proposal relating to 4-nonylphenol and its precursors aiming at a restriction pursuant to Annex XVII of the REACH Regulation.

There was also the fact that none of the three example substances under REACH as PBT or vPvB substance has been registered, although the substances have persistent and bio-accumulating properties.

Thus, it is questionable whether the goals attached to the registration requirement – namely to demonstrate “adequate control” of the substance-related risks throughout the entire life cycle of a substance - can actually be achieved. This presupposes, however, that the holder of responsibility for a given substance provides precise information on the substance properties in the registration dossier, then identifies risk mitigation measures and actually applies them consistently. Based on the findings from the research about the example

substances, it cannot be expected that stimuli towards a reduction of inputs will be provided through the registration procedure. This would require a process of clarification as part of the dossier or substance evaluation to set out the reasons for this and to take the measures that are envisaged by REACH.

In conclusion, with the source-related requirements for plants, substances and articles it is possible to achieve a – sometimes even significant – reduction of inputs from diffuse sources, provided that advantage is taken from the regulatory possibilities opened up in this context, which is the case for all three example substances. However, the thus far taken statutory measures are not sufficient to achieve the phasing-out objective. It must be noted that in this respect as well a first-order implementation deficit exists.

With regard to the REACH requirements aimed at stimulating the self-responsibility of economic actors, deficits prevail concerning both the action required on the part of the authorities (thus a “second-order implementation deficit”) as well on the part of the registrant (i.e. a “third-order” implementation deficit). Apparently, however, also the criteria on the basis of which PBT and vPvB substances are being identified, have to be developed further; the same applies to the sanction mechanisms for registration dossiers not complying with the REACH regulation. Hence, there is also a need for regulatory action (“first-order” implementation deficit) in the area of substance law.

III Legal Requirements and Concrete Implementation

This chapter – on the basis of the findings from the case studies – elucidates the difference (delta) between the requirements stipulated by the Water Framework Directive and the actual situation, as well as the basic causes (as regards both the actual legal frameworks – “first-order” implementation deficit – and the administrative actors whose sphere of activities is affected – potential “second order” implementation deficit). This permits a concretization of the demand for research necessary to overcome the relevant deficits, and the **recommendation of options for the best courses of action to be taken** in Chapter 7, it being understood that “first order” deficits normally have to be resolved by the regulatory EU institutions, as these issues almost exclusively relate to the requirements of EU law, whereas implementation is the responsibility of the Member States (or, in case of Germany, the Länder). Where a measure can be assigned to this level (see, for example table 17 in column 4), a “second order” implementation deficit has to be addressed.

The requirements of the Water Framework Directive are set out in Chapter 3: In terms of the subject of this investigation, the objective on the one hand is to ensure that – in the relevant water bodies – concentrations fall below the EQS established for priority hazardous substances, and, on the other hand to achieve the phasing out objective formulated for these substances.

Currently, the concentrations of many PHS measured in the respective river basins, as is also the case for PFOS, 4-nonylphenol and mercury, suggest that the approach hitherto taken involving the instruments of water law, also in conjunction with complementary regulations, does not always lead to the intended result. The relevant findings and influencing factors are illustrated in the three-tier analysis of the example substances (Chapter 5).

The central actors in charge of implementing the requirements of the Water Framework Directive are first of all the regional water authorities (water management related to river basins). However, in the framework of the overall restriction strategy, tasks have also been assigned to the EU level (more precisely set out in the EQS Directive 2013). Key player here is the European Commission which has to comply with reporting requirements and to submit legislative proposals, if necessary. Under substance and product law, however, Member States as well may initiate EU-wide regulatory measures.

In Germany, it is the duty of the regional water authorities to issue discharge notifications for point-source discharges in surface water bodies (as stipulated by WHG and AbwV). In addition, they have to ensure appropriate monitoring. To this purpose, data on the water quality (“immission” situation) and on discharges (emissions) are to be collected (section 6.1) and to be evaluated in terms of the achievement of objectives

(section 6.2), in order to co-ordinate adequate measures on the reduction of inputs (see section 6.3) in case that EQS are exceeded and in the absence of any movement towards phasing out.

III.I Compilation of Data

For the purpose of determining exceedances and/or in the absence of any trends towards phasing out, ambient air concentrations in the water bodies are to be raised (section 6.1.1). In order to take appropriate measures in the case of exceedances, emission data are additionally required to identify the appropriate sources (section 6.1.2).

III.I.I Compilation of data: Immissions

The responsibility for the collection of water quality data (i.e. concerning the “immission” situation) lies with the regional water authorities.

The analysis of the example substances carried out in chapter 5 shows that a number of measuring points have been established to obtain the concentrations of PHS present in surface waters. The measuring results are public – at least for the rivers Rhine and Elbe – shall be accessible to the public in the form of databases. Data for biota, however, are not contained therein, but are provided in the environmental specimen bank, however, not for all PHS thus far, the quality of the data examined allowing an evaluation to be made. .

There are shortcomings regarding the information on the limits of detection which, at least in part, greatly vary for the same substance in the same survey year. A part of the EQS fall below the specified detection limit. Thus, no reliable statement can be made about the development of the values in this field.

It is not clear to what extent a transnational coordination relating to the measurement activities exists. In any event, this is likely to be the case within the river basin districts (such as on the Rhine and the Elbe), the more so as web-based databases make the river basin-related measuring results accessible, the databases in part having a different structure, however. Apparently, data are not consolidated in a standard form at nationwide level. This makes it difficult to gain an overview on the national level as to the extent to which goals have been attained.

III.I.II Compilation of Data: Emissions

Emission data are widely available

- ▶ On the monitoring at point sources directly discharging effluents into a waterbody, which is carried out by the operator in the form of self-monitoring. Depending on the discharge notification, the operator has to meet specifications relating to required measurements and to document results.
- ▶ in the German Pollution Release and Transfer Register for substances requiring notification according to the PRTR specifications.

For the investigated example substances, however, data on the powers accorded by the discharge notifications were not available. The same applies to the data obtained from self-monitoring relating to the actual discharges into the watercourses. Emission data in the pollution register is available for mercury and 4-nonylphenol, but not for PFOS. So far, the PRTR regulation does not refer to PFOS as a substance for which emission data for water bodies should be collected.

Emissions data in the register of pollutants are publicly accessible and offer a good overview on the substances to be listed there. However,

- ▶ part of the emission levels indicated are estimates only, and

- ▶ a link to the water law as to ensure the (“automatic”) recording of all PHS in the register is lacking.

Data from “diffuse sources” are to be stored in the PRTR system, where such data is already available. This, however, is usually not the case. Hence, there is also insufficient data on releases of substances contained in imported articles. Sometimes, it is possible to provide an estimate on the basis of the data available from the pollution register, provided that the inputs into the sewage treatment plants originate from households and that the substance is listed in the PRTR (see section 5.2.2).

Inputs via the air pathway for point sources must be captured (§§ 26 ff. BImSchG) by a sufficiently adequate emission monitoring or by the PRTR. As the example of mercury illustrates, this information is quite sufficient to develop approaches for further measures to reduce inputs.

If we attempt to estimate the inputs on the basis of the TGD (EC 2012) on the inventory provided for in Article 5 EQS Directive, we find – according to the Federation/Länder ad-hoc working group – considerable differences in the results.

III.II Data evaluation

In order to recognize the causes of exceedances or the absence of any progress towards phasing out and, where appropriate, to identify further measures on the reduction of inputs, data have to be evaluated in a co-ordinated manner (see explanation in section 3.6).

In the framework of the project, there were some indications of obstacles which could render a coordinated analysis of data quite difficult. Thus there was/were

- ▶ a unit mistake for 4-nonylphenol at a certain measuring point in the year 2013, which probably would have been corrected if the data had been analyzed in due time,
- ▶ different detection limits which – despite the requirements stipulated in Directive 2009/90/EC – can be deduced from the published measurement data; their standardization should facilitate a coordinated evaluation.

On the basis of the existing immission and emission data as well as on the knowledge of the measures so far taken as regards the reduction of inputs, it is possible to develop further measures aimed at reducing the inputs for 4-nonylphenol as well as for mercury.

Concerning PFOS, data are not available in the PRTR (since PFOS has not been listed as an individual substance in the PRTR regulation). Other emission data were missing too. In this respect, it is more difficult to justify the need for complementary measures in this case, taking into account that a comprehensive framework at the international and the European level already exists in the form of the POP regulations.

III.III Available Instruments

Instruments for a further reduction of inputs are available in the field of water law (section 6.3.1). In addition, sectoral regulations could prove useful (section 6.3.2). Some inputs such as the re-mobilization from sediments can hardly be influenced afterwards (section 6.3.3).

III.III.I Instruments in Water Law

The main instrument of water right is the water management policy (see section 3.4). It sets requirements for direct discharges into the aquatic environment (“emissions”) on the basis of the best available technologies and/or the relevant emission limits set out in the water regulation in respect of the specific procedure and substance.

Water law only covers diffuse sources insofar as they find their way through the municipal sewage treatment plant. As regards any other diffuse entry, however, water legislation, has no immediate access. This applies both to inputs from riverine exploitation, inputs via the air pathway as well as for extensive inputs (agriculture, landfill sites, sewage sludge). For such inputs of diffuse nature, the reduction targets set can only be achieved in interaction with other sectoral regulatory frameworks.

The requirements arising from the Water Framework Directive, namely compliance with the EQS, and the phasing out of PHS, to date have not yet been implemented by the Member States to a relevant degree. This is due to a "delta", which has already been established at the legislative level.

1. the "EQS" approach provides for compliance with the EQS, but no reduction going beyond the standards. In this respect, compliance with the EQS does not ensure that the "minimization" or phasing out target will be achieved.
2. above, water law alone does not have the necessary instruments which may ensure compliance with the EQS. This is due, among other things, to the fact that the framework for action provided for by water legislation is limited. With its media-related access, it can neither provide guidance on diffuse releases from the use and consumption of products and articles (the same applies to the diffuse inputs from agriculture which, however, are not relevant in terms of the example substances).

III.III.II. Instruments in Sectoral Law

Consequently, the reduction target can only be achieved through the interplay with other existing regulations:

- ▶ The link to sectoral law laid out in the Water Framework Directive has not yet been designed as to give rise to duties requiring action for sovereign regulation or other legal consequences in sectoral law. It remains to be seen whether Article 7a EQS Directive (see section 4.1.1) which was newly inserted in 2013 will change anything in terms of implementation. Accordingly, the European Commission shall submit reports in a four-year interval, obligations to act lying with the Commission and the Member States; both may also exercise options to act.
- ▶ Plant law, under the framework of the IE Directive, may support emission reduction measures through BAT reference documents as well as BAT conclusions; so far, however, it is not ensured that all sources of entry for PHS are addressed in the BAT documents. It should furthermore be ensured that the BAT documents will be updated within a certain period once a substance has been newly included in the EQS directive.

In addition, under Art. 18 of the IE directive: "Where an environmental quality standard requires stricter conditions than those achievable by the use of the best available techniques, additional measures shall be included in the permit, without prejudice to other measures which may be taken to comply with environmental quality standards." In other words, additional measures going beyond the state-of-the-art techniques are required in order to achieve compliance with the EQS.

- ▶ The requirements set out in plant law are intended to make use of the "best available techniques" in order to reduce the entries and to establish, where appropriate, complementary measures to bring an end to the exceedance of EQS. The instruments of plant law were not, however, designed for a phasing out, as they do not serve to achieve "zero emissions".
- ▶ Both substance and product law, may contribute to the reduction of the number of entry routes (see Chapter 4) through authorisation and restriction. Thus, a number of possible sources of release can be covered by legal specifications with immediate effect. Depending on the "rigour" of the restriction, this is also the right way to achieve a phasing out. This requires the readiness of stakeholders, supported by the establishment of appropriate market surveillance and by transparency tools. Obligations to action providing for the "adequate management" of risks resulting from the commercial utilization of PHS in REACH also apply to substances that are liable for registration. The information on

the example substances that can be found in the ECHA database, however, raise significant doubt as to whether the rules of REACH will be complied with or not by the various actors in the value chain.

- ▶ It remains open, whether and how a system for the limitation of releases as well as for surveillance and monitoring can be organized in concrete terms (see chapter 7) with regard to smaller point sources and diffuse releases.

III.III.III Remobilization from sinks

For some substances such as mercury and PFOS pollution sinks exist, from which a remobilization into water bodies takes place. This can occur continuously or be attributed to specific measures (excavation).

Despite the reduction of direct and diffuse entries achieved, exceedances of EQS in water bodies and biota may thus continue to exist. Provided that all other measures have been exhausted, the phasing out (“elimination”) target under these circumstances may neither be achieved by instruments of water legislation nor sectoral regulations.

III.IV Conclusions

The comparison made in this chapter between the requirements of the Water Framework Directive and the actual implementation shows that the objective to reduce substance discharges has become operationalized by using the EQS approach. As regards the phasing out objective, however, adequate operationalization at EU level has not yet taken place. The substance requirements of the Water Framework Directive cannot be attained by means of the current implementation measures. Nevertheless, the opportunities provided by water law are not yet exhausted: both on the data collection and the data evaluation level as well as in the coordination of substance-specific reduction strategies there is still potential for development.

Hemmnisse, die die Eliminierung von PHS erschweren

Implementation deficit			From the perspective of water law
First Order (Legislator)	international	POPs Regulation	
	EU	WRRL	Instruments of the WR-RL are not aimed at eliminating PHS, but just at a shortfall of the EQS laid down in Annex I of the WRRL No instruments for diffuse sources No instruments for reducing airborne contaminant inputs No instruments for reducing the concentration of persistent substances
		REACH	PHS not necessarily PBT substances and not designated as SVHC - > therefore restrictions in the use of substances, in particular in regard to diffuse inputs
		PRTR-VO in Annex II	Not all PHS included in Annex II, therefore absence of monitoring data on the PRTR allowing a quick identification of suitable measures..
national		Coordination between the authorities of the countries and the Environmental Specimen Bank is not legally possible.	
Second order (national authority)		Water authorities	Monitoring data (water quality) Determination of pollutant situation in water bodies ("Immissions" situation)

Implementation deficit			From the perspective of water law
			<p>Different detection limits for the same substances. No biota data for PFOS and Hg .</p> <p>Collecting data on discharges (emissions)</p> <p>Absence of monitoring data as part of self-monitoring. Data collection programmes for different river basins districts are neither applied consistently in terms of data collection nor of data evaluation,</p> <p>Who is responsible for an overall evaluation, i.e. for clarifying whether further measures to be taken by the water authorities are required or whether a reduction can only be achieved by sectoral regulations?</p> <p>Absence of monitoring data as part of the self-monitoring</p>
		Technical agencies (overall)	Coordination between the different competent authorities cannot be noticed.
Third Order (companies)			<p>Absence of monitoring data as part of the self-monitoring.</p> <p>behaviour of economic operators including consumers was not subject to this investigation</p>

IV Research requirements and first design options

Our investigation to date shows that the instruments currently available in water law and their implementation to date are not sufficient to achieve the objectives of the Water Framework Directive. This applies both to the target of falling below the EQS and the objective of phasing out. This again leads us to the two key questions in this research project:

- ▶ What could SMART reduction instruments for priority hazardous substances in the water law look like?
- ▶ How can the reduction targets of water law be achieved by the interplay between water law and other sectoral regulations in a SMART way

The knowledge gained through the investigation of the three example substances and the comparison between the requirements of the Water Framework Directive and the existing implementing measures made in Chapter 6 results in three interrelated and cumulative implementation components:

- ▶ a co-ordinated data collection
- ▶ a co-ordinated data evaluation and
- ▶ the coordination of substance-specific reduction strategies

in order to achieve the reduction targets set for PHS in a SMART manner – as a common task of water law as well as of substance, plant and product law, i.e. a target which constitutes the basic principle behind the coordination provisions set out in Art. 7a of EQS directive. The following statements take into account the findings from the discussions of the expert workshops, outlining the need for further research and a set of first reflections for design options. Abbildung 13 in section 7.4 provides an overview of the range of possible actions.

IV.I Coordinated data collection

A coordinated data collection comprises meaningful immission as well as emission data (see Section 6.1 above).

IV.I.I Data collection: Immissions

On the basis of the delta analysis results described in Section 6.1.1, the informative value of the immission-related data can be improved, provided that the following measures have been taken:

- ▶ Data on the concentrations in biota are available for all PHS (and/or their metabolites).
For this purpose, it would be beneficial to bring forward a coordination between the authorities of the Länder and the Environmental Specimen Bank. Whether and if so, this is feasible in legal, in metrological and administrative terms, needs further clarification. In this context, there is also the need to clarify whether the national authorities have to consult the data accessible to them via the Environmental Specimen Bank within the scope of the principle of examination of the facts.
- ▶ For PHS measurements, measurement procedures with uniform detection limits are available. This would imply ensuring consistency between the existing competent authorities for the evaluation of the data. It is, however, currently unclear whereupon the different data relating to the detection limits are based.
- ▶ If the EQS remain below the detection limits indicated, it has to be assessed whether detection methods covering developments at lower concentrations are also available. Greater clarity is needed as regards the availability and the cost of such procedures.
- ▶ The measurement values made available through the data banks – following the approach of the Environmental Specimen Bank – are only available with a certain time lapse, in order to evaluate whether and which measures (such as subsequent orders for the limitation of discharges and other emissions, also in the light of the updating obligation stipulated in Art. 11 para. 3 lit. g sentence 2) are required.
- ▶ To this purpose, an assessment should be made of whether and how processes in the competent authorities can be accelerated.
- ▶ The databases containing water quality data have a uniform structure.
Moreover, a consistent database format should be established for the different statements on river basins units, thereby facilitating an automated evaluation at the federal level.

IV.I.II Data collection: emissions

On the basis of the delta analysis results set out in section 6.1.2, the informative value of the emission-related data can be improved, provided that the following measures have been taken.

- ▶ the discharge notifications for direct dischargers issued under water law, as well as self-monitoring obligations that it prescribes allow full coverage of any PHS inputs (also those from batch processing).
Therefore it has to be assessed whether this requirement is met by the ancillary provisions of the discharge notifications. Whether the regulatory control ensures the implementation of such specifications should also be examined. This (validated) set of data shall be used as a basis for reporting to the PRTR.
- ▶ All PHS that are used or (may) arise in industrial processes to any substantial extent and which are released in a controlled manner are at the same time substances within the scope of the PRTR, having a threshold for which reporting is required and taking account of the relation to the respective EQS.
Therefore, we recommend to include a dynamic reference from the PRTR regulation to Annex X of the Water Framework Directive and, should Annex X be amended, to adapt the annex to the PRTR regulation at the same time.

- ▶ The data contained in the PRTR are of great significance with regard to the release of PHS. In this context, it should be examined where systematic uncertainty and data gaps exist in the PRTR; in particular with regard to releases from smaller plants and from diffuse sources.
- ▶ As for PHS, which can result in diffuse inputs via agriculture, the quantities of substances discharged are known. In this regard, it should be examined whether it would be possible to interlink these data by linking them to existing documentation and reporting requirements as regards the handling of pesticides or the spreading of sewage sludge, for example. There is a need for further research in this regard.
- ▶ As long as the PHS input via (imported) articles is not completed, the relevant quantities are recorded in the PRTR. This, however, is based on the prerequisite of appropriate documentation and reporting obligations for the manufacturers or importers of relevant articles, and related monitoring mechanisms. Whether and how this could be achieved requires further clarification.

The measures referred to above which, in part, – with regard to the inclusion of all PHS into the PRTR system, for example – necessitate an alignment of the frame conditions within Europe (including the TGD [EC 2012]), facilitate a substantiated compliance with the provisions on inventories pursuant to Art. 5 EQS and on the reporting obligations towards the European Commission as stipulated in Art. 7a EQS directive.

IV.II Coordinated Data Evaluation

On the basis of the delta analysis results set out in section 6.2, further measures to reduce inputs can be identified by means of a coordinated data evaluation, provided that the following measures have been taken.

- ▶ Matching biota and water concentrations with inputs and hitherto taken measures.
- ▶ The uniform structure of databases facilitates the coordinated analysis of measurement data, especially in terms of identifying future trends. See proposals made in section 7.1.1.
- ▶ Material flow analyses enable a valid assessment of the substantial sources of release. For this purpose, it would – following the example of ICPR – be beneficial to prepare material flow analysis and to update them with a view to the current or future market trends in the field of diffuse releases. As regards the available data, this requires good data interpretation models. They should be part of an updated, substance-specific material flow analysis – which, if relevant – also covers import, export, production, usage, recycling and disposal. These analyses can also identify if and where more or other data are necessary. In this respect, additional research is required as to what extent the data gaps and the uncertainties referred to in the “inventories” set out in Art. 5 can be reduced in order to increase the predictive power of the modelling results.
- ▶ Examining the discharge permission and discharge monitoring for industrial direct dischargers (if necessary, clarification whether specific substances are released into the water bodies by certain direct dischargers)
- ▶ Clarification of meaning of (imported) articles, assessment as to whether there have been geogenic preloads and/or contaminated sites. Thereby, the differing dynamics of the sources over time have to be taken into account

IV.III Coordination of substance-specific reduction strategies

On the basis of the results of the delta analysis described in section 6.3, further measures to reduce the inputs through the coordination of substance-specific reduction measures are possible, if the Commission and the

member states clarify the respective responsibilities and define the relevant stakeholders in this area (section 7.3.1). Furthermore, the complementary measures should be effectively governed both by water law (section 7.3.2) and by sectoral regulations (section 7.3.3). This also requires a prioritization of measures to be taken and, where appropriate, setting quantitative reduction targets, but also the discharge of the water authorities in cases where – even though all possibilities have been exhausted – the good chemical status of waters cannot be attained at all or at least not within a reasonable period (section 7.3.4).

IV.III.I Legal Issues Connected with the Coordination pursuant to 7a EQS Directive

From the findings set out in Chapter 3, the concept of EQS alone cannot guarantee that the phasing out objective in terms of PHS will be met (“first-order implementation deficit”). This gap has definitely been noticed by the European legislator, attempting to close it by coordination specifications elaborated in further detail in 2013. Accordingly, the European Commission has to respect auditing and reporting requirements (see section 4.1).

However, the question of how the lack of compliance with the statutory objectives set out in water law can be fed into the decision-making process of the provisions on substances and products still has to be sorted out. The strengthening of the protection intention anchored there – up to an obligation to act – would be a possible option, but has so far not been explicitly regulated. A regulation would require the establishment of the conditions under which such a reinforcement of protection would encroach on substance and product law:

- ▶ Would it make sense to demand that the Commission in its report has to demonstrate first that all conceivable instruments of water law (up to a fourth treatment stage) have actually been exhausted – it appears questionable, however, whether it is realistically possible to provide evidence for this, since additional wastewater treatment measures are always possible in principle;
- ▶ or is it sufficient that the protection objective cannot be achieved by the conventional spectrum of tools offered by water law?
- ▶ Would perhaps also a comparative assessment of various regulation options (in terms of an impact assessment) be necessary and – if so – how detailed would this investigation have to be carried out?
- ▶ What role play the principles of subsidiarity of necessity (Art. 5 par. 3 and 4 TEU) on the other hand and
- ▶ • the principle that “environmental damage should, as a priority, be rectified at source” (fundamental principle as laid down in Article 191 paragraph 2, sentence 2 TFEU) on the other hand.

Based on the case studies the following picture emerges:

- ▶ As regards PFOS and nonylphenol, significant inputs result from certain industrial uses and substances in articles. The fundamental principle is committed to primarily tackling the issue at the source of release – which is usual practice for both substances under substance law. Using “end of the pipe” technologies in industrial or municipal sewage treatment instead, under “SMART” criteria appears not only to be the less suitable, but not the less restrictive means either.
- ▶ As for mercury, the main source of release – being exhaust gases from the combustion of coal – is outside the scope of water law; at most the effluents of flue-gas purification might be further reduced by using the set of tools available under water law.

With regard to the coordination requirements in the amendment to the EQS Directive as of 2013, the question arises whether Article 7a EQS Directive can be interpreted as meaning that – according to the “water law programme” rated as suitable for use pursuant to the application of the aforementioned criteria – a legally consolidated presumption of conformity takes effect, providing for control measures which – pursuant to substance and product law – would be necessary “at the point of source”. In the event that the answer to

this question is no, there is the risk that the coordination provisions set out in Article 7a do not contain any legislative content going beyond that of the previous legal situation.

The question which remains outstanding therefore is how – beyond the BAT documents addressing the state of emission control technology – the overall reduction target of phasing out can be achieved in the area of plants pursuant to the Industrial Emissions Directive. While Article 7a EQS Directive refers to this directive, thus demonstrating that – according to the EU legislator – a linking is expedient, there are no specifications as to any coordination with releases from industrial plants.

IV.III.II Instruments in Water Law

On the basis of the results of the delta analysis set out in section 6.3.1, reduction measures can be improved by means of the set of legal instruments made available by water law, provided that the legal consequences of a lack of compliance are made more explicit. The following research need in terms of compliance with the EQS forms the starting point for the reinforcement of the tools existing under water law:

- ▶ How can effective implementation of the existing instruments be strengthened – first of all for the attainment of the EQS – by clarifying the legal consequences in view of the management planning?
- ▶ How can a reduction of inputs be ensured by the remaining direct dischargers?
- ▶ Which substance-specific measures can most effectively be used, also in regard to measures addressing the pollution at the source of formation of hazardous substances (i.e. in the manufacturing process and the use of substances).
- ▶ What substance-specific potential for reducing pollution is in the pre-treatment of wastewater sub-streams?
- ▶ Can we ensure that already available techniques such as substitution, procedural modification (closed circuits, pre-treatment of wastewater sub-streams) will be required on a European scale, and that the reduction targets for PHS will be considered appropriately?
- ▶ An option worth exploring is extending – with regard to PHS – the scope of plant-related emission limitations laid down in the Industrial Emissions Directive to small and medium-sized enterprises.
- ▶ A direct link between the Water Framework Directive and the updated BAT reference documents and conclusions should be established. In this context, the current possibilities of substitution should be described and requested as well.
- ▶ It has to be clarified whether it will be possible to enshrine the phasing out objective of the Water Framework Directive in the BAT documents. This way it could be made clear that the medium-term objective for these substances is zero emission and/or renunciation of use. Particular importance will thus be attached to procedures supporting this target.
- ▶ How can we ensure – beyond the application of § 57 (3) of the Water Resources Act (WHG) – that the Waste Water Ordinance will be regularly adjusted to the state of the art of the best available techniques and that the reduction targets for PHS will be adequately taken into account?
- ▶ How can we ensure – beyond the application of § 57 (4) and (5) of the Water Resources Act (WHG) – that the actual waste water treatment will be regularly adjusted to the state of the art of the best available techniques and that the reduction targets for PHS will be adequately taken into account?
- ▶ An eligible information tool would be to provide indications on the possible occurrence of PHS in the respective sectors in the official statement and other official explanatory notes to the annexes of the Waste Water ordinance. The phasing out target should be emphasized as well at this point.
- ▶ What contribution could a fourth treatment stage (in municipal treatment plants) make to the reduction of pollution?

In addition, an analysis of options to expand the instruments available under water law with a view to incorporating the reduction targets up to phasing out in water legislation should be undertaken. Thereby, a closer look should be taken to the following issues:

- ▶ Strengthening of the intermediate steps on the way to “phasing out”. Would substance-specific reduction targets usefully complement EQS in terms of attaining the reduction targets set out for PHS? They might complement the existing EQS by specifying the proportion at which the current inputs should be reduced by a certain period in time. Such targets could be determined by the individual Member States themselves – as national PHS Stewardship Programs (in the form of the PFOS Stewardship Program of the U.S. Environmental Protection Agency).
- ▶ Strengthening of the duties requiring action at EU level as regards the application of the coordination requirements pursuant to Art. 7 EQS Directive where it becomes apparent that the reduction targets cannot be achieved by applying the set of instruments available under water law. Consideration might be given to a provision, for example, that the “whether” of complementary measures can no longer be called into question, but that only the “how” of reduction measures shall be subject to the “impact assessment” at EU level and the subsequent deliberations of the EU bodies. Furthermore, consideration might be given to a presumption of conformity according to which the preconditions set out in Art. 68 (1) REACH providing for the adoption of restrictions are met if the EQS are exceeded in more than one Member State.

IV.III.III Instruments in Sectoral Legislation

On the basis of the results of the delta analysis set out in section 6.3.2, reduction measures can be achieved on the one hand by means of provisions of plant law and on the other hand through interaction between water law and REACH (or other existing substance and product provisions)), provided that

- ▶ These regulations limit the substance release at the source of release (“rectify at source”). Beyond the scope of direct discharges resulting from industrial and commercial activities, water law does not have expedient tools at its disposal;
- ▶ from the perspective of water law, the possibilities of the REACH regulation are seized, giving the Member States (in addition to the European Commission) the right of initiative relating to the initiation of the proceedings for general substance restrictions, as well as to the identification of substances for the authorisation procedure (SVHC substances included in the candidate list) and
- ▶ not only more stringent rules are applied to input sources resulting from imports (such as PFCs from outdoor clothing or 4-nonylphenol in textiles), but that controls in this area are reinforced as well.

A need for research as regards the “how” has been identified for all three elements. The findings will serve as a basis to draw up appropriate design recommendations.

Moreover, a reduction of inputs can be achieved, if

- ▶ exceedance of the EQS by airborne emissions (also by long-distance transport and without direct link to a specific body of water) are classified in plant law as “substantial environmental degradation” and entail legal consequences correspondingly and
- ▶ it is ensured that sewage sludge contaminated with industrial chemicals (such as PFOS) will be destroyed by incineration. Here, it is necessary to investigate whether incineration may actually be ensured by EU-wide provisions.

Both options would require an appropriate adjustment of the European Union’s secondary law provisions.

IV.III.IV Limitations: Remobilization from Sinks

PHS, which concentrations in water bodies and biota – even though all possible reduction measures have been exhausted – exceed the relevant EQS due to the occurrence of geogenic substances or historical contaminated sites (section 6.3.3), constitute a problem for the water authorities, since a “good chemical status”

for these water bodies could become unattainable or might only be attained with difficulty or after a time lag. In this respect, the Water Framework Directive allows scope for granting exemptions (section 3.3).

In this context it must be clarified under which conditions these substances on the one hand can be excluded from the target of achieving a "good chemical status", while the reduction potentials and the control options on the other hand continue to be exploited at the same time.

IV.IV Overview on options to act Gesamtschau der Handlungsmöglichkeiten

Figure Abbildung 13: Aufeinander aufbauende Vollzugsbausteine, um SMARTe Schutzziele für PHS zu erreichen

IV.V Supplement: Prevention of Follow-up Problems

The research project focuses on the three selected example substances. The investigation of these substances has revealed that there are some aspects that have not yet been highlighted. Although they are important for the attainment of the objectives laid down in the Water Framework Directive, they go beyond the scope of this research project.

1. **Determination of the total load:** A monitoring of individual substances does not allow for verification as to whether priority hazardous substances have been substituted by structurally similar – and also problematic – substances. The total load of per- and polyfluorinated chemicals are not systematically covered, for example. SMART reduction instruments should also be able to address follow-up problems:
 - a) A sum parameter for absorbable organic fluorine compounds can map the total burden resulting from this substance. It indicates whether the replacement of an individual representative of a problematic substance group eventually results in a reduction of the overall burden or not.
 - b) It would be useful to evaluate whether a sum parameter makes sense for substances with endocrine disrupting properties as well. Surface waters usually contain mixtures of several endocrine disruptors. SMART reduction instruments for ensuring a good chemical status should therefore not relate to individual substances. It should make sense to determine the overall endocrine disrupting activity in the relevant water body. For this purpose, biotests that are adapted to environmental samples could be implemented into monitoring programs in a standardized form and with a justifiable effort.
2. **Pre-observation list:** There are no EQS and monitoring obligations for non-regulated substitutes that are used instead of PHS. For many years, short and medium chain per- and polyfluorinated compounds have been increasingly used in the textile-finishing and the electroplating sector instead of PFOS. The observation list provided for in the Water Framework Directive does not prevent the increased burden on water bodies imposed by these substances. The observation list in its basic approach is oriented towards the aftercare needed. Substances only become conspicuous once their concentrations have reached the predefined limit values. Substances with critical properties that are used as substitutes for PHX should – on an early and regular basis – be reviewed as to whether they can be found in the environment. These substances could be included in a pre-observation list.
3. **Extensions in Substance Law (REACH Annex XIII):** Substitutes for PHS that are problematic by virtue of their intrinsic properties should be included within the scope of institutional measures in due time. In terms of water supply, also substances with high ground water mobility are considered as critical. Some of these substances meet the REACH criteria currently in force (Annex XIII). These criteria relate to the substance properties of persistence, bioaccumulation and toxicity. The material property of groundwater mobility due to high mobility – beyond the present wording covering this as an effect “of equivalent concern” – should, if the substance has been classified as being of particular concern, for reasons of clarification, be explicitly addressed as an additional criterion in article 57. This assessment is the

precondition that a substance will be subjected to authorization, also facilitating the enforcement of restrictions on substances.

IV.VI Recommendations on SMART Reduction Instruments and Priority Steps

The need for research specified in the sections 7.1 to 7.5 and the design options that have been formulated are integrated into recommendations listed in table Tabelle 17 (see chapter 7.6), aimed at fulfilling the task relating to priority hazardous substances (PHS) which is enshrined in water law, namely to ensure compliance with the environmental quality standards (EQS) and also to cease or gradually phase out their inputs into the aquatic environment. In this respect it is important to emphasize that this task cannot be achieved by implementing individual isolated measures, but that the SMART success also and above all depends on the individual coordination of measures.

The analysis of the three example substances shows that an operationalization of the phasing out objective has so far been lacking in the Water Framework Directive. Against the background of the conclusions from the preceding chapters we therefore recommend to examine more closely the following priority steps for the operationalization of the phasing out target:

- ▶ For PHS, **national quantitative emission reduction targets** are developed, substance-specific input inventories forming the basis of these objectives.
- ▶ PHS inputs resulting from (**imported**) **articles** are to be reduced by virtue of measures under substance law (pan-European restrictions).
- ▶ PHS inputs from industrial processes can be ruled out to a great extent thanks to measures set out in substance law (authorization/restriction). To this purpose, the permissible residual concentrations in articles can be fixed at such a low level, that a targeted use of these substances in the production process will be excluded.
- ▶ The European Commission establishes for PHS **a direct link between the Water Framework Directive and BATs** in accordance with the **IE directive (2010/75/EU)**. For substances with an environmental quality standard, the current possibilities of renunciation have to be described and demanded in the appropriate BATs for all sectors using them. The phasing out objective of the Water Framework Directive will be enshrined in the BATs.
- ▶ As for direct dischargers, the **BATs** have to be adapted to the **state of the art technology**. In this respect, the European coordination process shall be designed to ensure that the BAT will take into account particularly effective techniques already available at the national level. If there is still room for manoeuvre in national plant law, it can be exploited to implement particularly progressive national approaches that are not yet state of the art on the European level.
- ▶ The **background papers to the annexes of the waste water regulation** should contain information on the possible occurrence of PHS in the respective sectors. At this point, the phasing out target should be set out on the part of the EU Commission through corresponding regulatory requirements.
- ▶ For plants using PHS, **monitoring of the quantity used and the corresponding releases** should be mandatory. This also applies to small and medium-sized enterprises.
- ▶ **Plant-related emission limitations** as stipulated in the IE Directive will also apply to small and medium-sized enterprises with regard to PHS.
- ▶ Exceedance of the EQS by airborne emissions should be classified in plant law as “**substantial environmental degradation**” and entail legal consequences correspondingly.
- ▶ The total pollution in water bodies should be monitored by application of appropriate **sum parameters** (e.g. for absorbable organic fluorine compounds).
- ▶ A **pre-monitoring list** facilitates the anticipatory monitoring of substances that are used as substitutes for PHS. It refers to substances whose presence in water bodies can be expected, and the intrinsic properties of which – similar to PHS – might be problematic.

In this context it has to be stressed again, that the most important task to achieve the phasing out target is not the establishment of individual isolated measures, but the coordination of the components of implementation. The chapters 7.1– 7.5 and figure 13 in chapter 7.6 contain concrete proposals on the coordination.

1 Untersuchungsgegenstand und Vorgehen

1.1 Schutzziele für prioritär gefährliche Stoffe: Hintergrund und Problemstellung

Die Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL)¹ formuliert in ihrer Zielbestimmung in Art. 1 einen umfassenden Ansatz, der darauf angelegt ist, einen „stärkeren Schutz und eine Verbesserung der aquatischen Umwelt“ zu erreichen und zugleich eine „nachhaltige Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen“ zu fördern. Sie will dazu unter anderem mit „Begrenzungen“ an den Freisetzungsquellen sowie mit der Bewirtschaftungsplanung den Eintrag von prioritären bzw. prioritär gefährlichen Stoffen (PS/PHS)² in den Gewässern schrittweise verringern (für PS)³ bzw. beenden oder schrittweise einstellen (für PHS).⁴

Voraussetzung dafür ist, dass der jeweilige Stoff in Anhang X aufgeführt ist. Dies setzt voraus, dass er bereits als prioritärer bzw. prioritär gefährlicher Stoff identifiziert ist⁵. Diese wasserrechtlichen Vorgaben sind durch die Mitgliedstaaten in nationales Recht umzusetzen und zu implementieren. Die Verantwortung für die flussgebietsbezogene Gewässerbewirtschaftung und die dabei einzuhaltenden Minderungsziele liegt bei den Mitgliedsstaaten. Aber auch auf europäischer Ebene sind Aufgaben im Rahmen der übergreifenden Minderungsstrategie zugeordnet,⁶ die durch die Änderung der UQN-Richtlinie im Jahr 2013 noch einmal präziser gefasst sind (siehe Abschnitt 4.1).

¹ Artikel und Anhänge ohne Bezeichnung sind im Folgenden solche der Wasserrahmen-Richtlinie.

² Art. 2 Nr. 29 und Nr. 30 WRRL enthalten die maßgeblichen Definitionen:

29. „gefährliche Stoffe“: Stoffe oder Gruppen von Stoffen, die toxisch, persistent und bioakkumulierbar sind, und sonstige Stoffe oder Gruppen von Stoffen, die in ähnlichem Maße Anlass zu Besorgnis geben;

30. „prioritäre Stoffe“: Stoffe, die nach Artikel 16 Absatz 2 bestimmt werden und in Anhang X aufgeführt sind. Zu diesen Stoffen gehören auch die prioritären gefährlichen Stoffe, das heißt die Stoffe, die nach Artikel 16 Absätze 3 und 6 bestimmt werden und für die Maßnahmen nach Artikel 16 Absätze 1 und 8 ergriffen werden müssen;

Welche Stoffe als PS oder PHS gelten, ergibt sich allein aus der WRRL. Beschränkung auf die Stoffe in Anhang X; wobei die Stoffliste regelmäßig fortzuschreiben ist, womit eine gewisse Dynamisierung gegeben ist. Das Verfahren zur Erweiterung der Stoffliste nach Art. 16 Abs. 2 WRRL kann sich nunmehr zudem auf eine „Beobachtungsliste“ nach Art. 8b der neugefassten UQN-RL stützen. Damit unterscheidet sich das Vorgehen der WRRL schon auf der Ebene der erfassten Stoffe von dem der REACH-Verordnung: Zwar besteht eine begriffliche Nähe zu den PBT-Stoffen nach Anhang XIII REACH, wenn die Definition in Nr. 29 von "toxisch, persistent und bioakkumulierbar" spricht, identisch sind die Kriterien jedoch nicht unbedingt. Der zentrale Unterschied besteht darin, dass nach der WRRL die Definition eine geschlossene Gruppe bezeichnet (aufgelistet in Anhang X), während die PBT-Kriterien nach Anhang XIII an den inhärenten Eigenschaften ansetzen und damit eine grundsätzlich offene Gruppe an Stoffen umschreiben. Nachfolgender Text verwendet daher nur im Zusammenhang mit der REACH-Verordnung die Bezeichnung PBT und vPvB.

³ So Art. 1 Lit. c): „durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären Stoffen“. Siehe auch Erwägungsgrund 22 zur WRRL: "Diese Richtlinie soll dazu beitragen, dass die Einleitung gefährlicher Stoffe in Wasser schrittweise verringert wird."

⁴ So Art. 1 Lit. c): „durch die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen“. Siehe auch Erwägungsgrund 27 zur WRRL, der formuliert: „Das Endziel [engl.: „ultimate aim“] dieser Richtlinie besteht darin, die Eliminierung prioritärer gefährlicher Stoffe zu erreichen und dazu beizutragen, dass in der Meeresumwelt für natürlich vorkommende Stoffe Konzentrationen in der Nähe der Hintergrundwerte erreicht werden.“

⁵ Das Verfahren, nach dem Anhang X fortgeschrieben wird, ist nicht Gegenstand dieser Studie.

⁶ Siehe dazu bei Fn. 20.

Bisher gibt es Probleme bei der Umsetzung dieser „Minderungsziele“⁷: Für eine Anzahl der PHS sind die in Anhang X der Wasserrahmen-Richtlinie festgelegten Umweltqualitätsnormen (UQN) noch immer überschritten.⁸ Das macht deutlich, dass das noch anspruchsvollere Ziel, die Stoffeinträge von PHS zu beenden oder schrittweise einstellen,⁹ eine große Herausforderung darstellt.

Dies zeigt auch „Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2006/105/EG“: Ein zentrales Ergebnis der bundesweiten Datenauswertung ist danach, dass „für die deutschlandweit relevanten Stoffe die diffusen Eintragspfade in die Oberflächengewässer dominant sind“; für „einige der Stoffe liegt der Anteil der diffusen Eintragspfade am Gesamteintrag zwischen 70 und nahe 100 %“,¹⁰ für den Beispielstoff Quecksilber etwa im Mittel über 95%.¹¹ Dementsprechend sind mit unmittelbar gewässer(schutz)bezogenen Maßnahmen allein die anspruchsvollen Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie nicht zu erreichen. Dies war auch dem europäischen Gesetzgeber durchaus bewusst: Erwägungsgrund 16 formuliert daher die Erwartung, es werde zu einem stärkeren Austausch und der kooperativen Entwicklung von Handlungsstrategien kommen: „Der Schutz und die nachhaltige Bewirtschaftung von Gewässern müssen stärker in andere politische Maßnahmen der Gemeinschaft integriert werden, so z. B. in die Energiepolitik, die Verkehrspolitik, die Landwirtschaftspolitik, die Fischereipolitik, die Regionalpolitik und die Fremdenverkehrspolitik. Diese Richtlinie soll die Grundlage für einen kontinuierlichen Dialog und für die Entwicklung von Strategien für eine stärkere politische Integration legen.“ Eine wichtige Frage ist daher, welche sektoralen Regelwerke die Zielbestimmung der Wasserrahmen-Richtlinie unterstützen können und wo hier gegebenenfalls noch Koordinierungs-Lücken bestehen.

1.2 Aufgabenstellung des Projektes

Im Zentrum dieses Forschungsprojektes stehen die beiden im Wasserrecht verankerten Zielsetzungen für prioritär gefährliche Stoffe:

- ▶ die Einhaltung bzw. die Unterschreitung der Umweltqualitätsnormen (UQN) und
- ▶ die Beendigung oder schrittweise Einstellung ihres Eintrags¹² in die Gewässer (das sog. Phasing-out).

Das Projekt hatte vor diesem Hintergrund zwei Aufgaben.

Zunächst war zu analysieren, an welchen Stellen Hemmnisse vorliegen, die Reduktionsziele mit den gegebenen nationalen Instrumenten des Wasserrechts umzusetzen. Im Zentrum der Untersuchung stand hierbei das Konzept der UQN bei der Definition von Risiken, im Rahmen der Zustandsbewertung und bei der Ableitung von Handlungszielen (siehe hierzu ausführlich in Abschnitt 3.2). Die gefundenen Hemmnisse galt es zu beschreiben.

⁷ Der Begriff meint im Folgenden sowohl die Unterschreitung der UQN als auch zusätzlich „Eliminierung“ prioritärer gefährlicher Stoffe im Sinne eines „Phasing out“. Siehe dazu im Einzelnen Kapitel 3.

⁸ Siehe hierzu für die Beispielstoffe in Abschnitt 5.1.1 bis 5.3.1 Die UQN für PFOS sind für die vorliegenden Gewässerdaten meistens überschritten, für 4-Nonylphenol wird die UQN für die Gewässer, für die Daten vorlagen eingehalten, jedoch ist bisher kein Trend zum Phasing out zu beobachten und für Quecksilber lagen nur Gewässerdaten vor, wo Überschreitungen zu verzeichnen sind.

⁹ Im Einzelnen ist dabei noch einmal zu differenzieren zwischen natürlich anfallenden Stoffe (hier lassen sich nur „Konzentrationen in der Nähe der Hintergrundwerte“ erreichen) und anthropogen synthetische Stoffe; siehe dazu bereits Fn. 4 und die Begriffsbestimmungen in Anhang V Nr. 1.2.1 WRRL für "Spezifische synthetische Schadstoffe" bzw. "Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe".

¹⁰ Siehe Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe „Koordinierung der Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG (prioritäre Stoffe)“ auf S. 3 der Zusammenfassung [Arbeitsstand: 10. Februar 2015] (BL 2015a).

¹¹ So Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe in der Langfassung der Bestandsaufnahme (BL 2015b, S. 225).

¹² Die WRRL spricht hier von „Einleitungen, Emissionen oder Verlusten“, so etwa in Art. 1 c) WRRL. Aus Gründen der sprachlichen Vereinfachung ist im Folgenden von „Einträgen“ die Rede. Damit sind all drei vorgenannten Begriffe mit gemeint, also sämtliche Eintragspfade von PHS in die Gewässer.

Diese erste Aufgabe bezieht sich auf Hemmnisse im Wasserrecht. Prioritär gefährliche Stoffe sind allerdings nicht nur im Wasserrecht, sondern auch in anderen Gesetzgebungen geregelt. Diese „ergänzenden“ Regelwerke liegen außerhalb des Wasserrechtes. Sie beziehen sich auf Stoffe, Anlagen und Produkte. Für die Erreichung der Reduktionsziele können sich aus dieser Mehrfach-Regulierung Vorteile, aber auch Hemmnisse und Konflikte ergeben.

Die zweite Aufgabe im Projekt bestand daher darin, die Kohärenz und die Koordinierung der sonstigen sektoralen Rechtsvorschriften mit dem Wasserrecht in Bezug auf die betrachteten Beispielstoffe zu untersuchen. Auch hier galt es, Hemmnisse und Konflikte zu beschreiben.

Der Bericht beschreibt die im Wasserrecht und in den ergänzenden Regelwerken gefundenen Problemstellungen zur Erreichung der Reduktionsziele. Es war hierbei nicht die Aufgabe, für diese Problemstellungen bereits Modelllösungen zu erarbeiten, sondern den Forschungsbedarf zu benennen, um offene Fragen zu den gefundenen Hemmnisse und Konflikte zu klären und erste Hinweise auf Gestaltungsoptionen zu formulieren.

Die hier erzielten Ergebnissen können die nächsten Schritte unterstützen, um für prioritär gefährliche Stoffe „SMARTe“ Schutzziele und für sie erforderliche SMARTe Minderungsinstrumente festzulegen. Diese „SMART-Kriterien“ wurden im Zusammenhang der „Better Regulation“-Debatte auf EU-Ebene entwickelt. SMART steht für einfach (S – Simple), messbar (M – Measurable), erreichbar (A – Accessable), geeignet, vernünftig und erforderlich (R – Reasonable) und – nicht zuletzt – zeitlich umsetzbar (T – Timely).

SMARTe Schutzziele und zugehörige Minderungsinstrumente sollen einen wichtigen Beitrag leisten, die Reduktionsziele der Wasserrahmen-Richtlinie tatsächlich zu erreichen. Sie sind nicht isoliert im Wasserrecht verortet, sondern beziehen ergänzende Regelwerke mit ein. Aufgabe im Projekt war es auch, zu untersuchen, wie solche SMARTen Schutzziele aussehen können.

Das Gutachten widmet sich den grundsätzlichen Fragen der Koordinierung innerhalb und zwischen den jeweiligen Regelwerken. Es hat nicht zum Ziel, den Stand des Vollzugs der Vorgaben der Wasserrahmen-Richtlinie zu bewerten. So betrachten die Forschungsnehmer etwa bei der Darstellung der Beispielstoffe die Übergangsfristen und Ausnahmemöglichkeiten bei der Bestandsaufnahme nur da, wo es für die Fragestellung des Gutachtens notwendig erscheint. Gleiches gilt für die Frage, ob bestimmte Vorgaben bereits in der Fassung der UQN-Richtlinie des Jahres 2008 enthalten waren oder 2013 neu bzw. in veränderter Form Aufnahme fanden. Die Darstellung des „Ist-Zustandes“ vergleicht daher die Befunde des Gewässer-Monitorings mit den Umweltqualitätsnormen des Wasserrechts. Ausgeklammert ist auch die Frage, nach welchen Kriterien die Auswahl weiterer prioritärer Stoffe in der Wasserrahmen-Richtlinie erfolgt.

1.3 Leitfragen und methodisches Vorgehen im Projekt

Ausgangspunkt des Forschungsvorhabens sind drei Leitfragen:

1. Wie könnten SMARTe Minderungsinstrumente für die prioritär gefährlichen Stoffe im Wasserrecht aussehen?
2. Welche Schwierigkeiten behindern die Entwicklung SMARTer Minderungsinstrumente für prioritär gefährliche Stoffe im Wasserrecht?

Hierbei ist zu differenzieren zwischen den Schwierigkeiten, die auftreten bei

- ▶ der Einhaltung der UQN für prioritär gefährliche Stoffe und
- ▶ beim Phasing-out dieser Stoffe.

3. Wie lassen sich aus dem Zusammenspiel von Wasserrecht und anderen sektoralen Regelwerken auf SMARTe Weise die Minderungsziele des Wasserrechts erreichen?

Diese Leitfragen werden anhand von den drei Stoffen Quecksilber, 4-Nonylphenol und PFOS untersucht. Diese Stoffe sind nicht abbaubar und reichern sich in Lebewesen an. Aus diesen Eigenschaften ergeben sich besondere Schwierigkeiten, die Minderungsziele der WRRL zu erreichen. Im Kapitel 2 dieses Berichtes werden zunächst die Beispielstoffe vorgestellt – und die Herausforderungen, die mit ihnen für die WRRL verbunden sind. Anschließend werden fünf Schritte durchgeführt, um die Leitfragen zu beantworten. In den ersten beiden Schritten werden die Regelwerke, ihre Instrumente und ihre Koordinierung skizziert.

- ▶ Zunächst wird untersucht, welche Hemmnisse zur Erreichung der Reduktionsziele im Wasserrecht begründet sein können. Hierzu werden die Instrumente des Wasserrechtes in knapper Form rekapituliert. Im Mittelpunkt stehen hierbei die Umweltqualitätsnormen und ihre Funktionen für die Gewässerbewirtschaftung, aber auch ergänzende Instrumente (Kapitel 3).
- ▶ Der zweite Schritt nimmt die ergänzenden sektoralen Regelwerke in den Blick, die einen Beitrag zur Erreichung der Reduktionsziele leisten können. Hierbei wird betrachtet, wie diese Regelwerke die Wasserrahmen-Richtlinie unterstützen können und wo ggf. noch Koordinierungslücken bestehen (Kapitel 4).

Im dritten Schritt (Kapitel 5) werden die Leitfragen auf der Grundlage vorhandener Regulierungsmaßnahmen und Monitoringdaten (Ist-Zustand) für jeden Beispielstoff anhand von drei Fragen bearbeitet:

- ▶ Welchen Beitrag leisten die in den ersten beiden Schritten genannten Instrumente zur Einhaltung der Umweltqualitätsnorm?
- ▶ Welchen Beitrag leisten die genannten Instrumente zur Beendigung des Eintrags in die Gewässer bzw. zur schrittweisen Einstellung?
- ▶ An welchen Stellen liegen welche Schwierigkeiten vor, die Minimierungsziele zu erreichen?

Anschließend werden die Abweichungen zwischen den von der Wasserrahmen-Richtlinie angestrebten Minderungszielen¹³ (Soll-Zustand) und der bisherigen tatsächlichen Situation (Ist-Zustand) untersucht (Schritt 4: „Delta-Analyse“). Grundlage hierfür sind die Ergebnisse aus der Analyse der Beispielstoffe (Kapitel 6).

Diese Abweichungen zeigen,

- ▶ wo es bei der Umsetzung der Minderungsziele derzeit noch Lücken gibt;
- ▶ welche Hemmnisse bestehen;
- ▶ welche Konflikte zwischen den Regelwerken auftreten und
- ▶ wo Koordinierungsbedarf besteht.

Indem das Vorhaben die Lücken und Reibungspunkte im Zusammenspiel der unterschiedlichen Regelwerke (und den sie jeweils stützenden fachlich-methodischen Konventionen) untersucht, adressiert es Defizite in der Zielerreichung, die zum Teil bereits auf der legislativen Ebene angelegt sein können („Vollzugsdefizit erster Ordnung“). In der Folge führt dies oftmals zu zusätzlichen Hemmnissen im administrativen Vollzug der Regelwerke („Vollzugsdefizit zweiter Ordnung“) sowie in der praktischen Anwendung der Vorgaben durch die Adressaten aus Wirtschaft und Konsumenten („Vollzugsdefizit dritter Ordnung“),¹⁴ wobei Letzteres nicht Gegenstand dieser Untersuchung ist.

Der fünfte Schritt beschreibt für die aufgezeigten Problemlagen, bei welchen offenen Fragen Forschungsbedarf besteht. Außerdem werden für die Problemlagen erste Gestaltungsmöglichkeiten erarbeitet (Kapitel 7).

¹³ Zu diesem Begriff siehe Abschnitt 3.1

¹⁴ Siehe *Führ/Merenyi/Kleihauer et. al*, Schnittstellenprobleme zwischen EG-Stoffrecht und sektorialem Umweltrecht – Umsetzungshemmnisse bei der Risikominderung von Altstoffen nach EG-Verordnung 793/93, Darmstadt/Berlin 2004, download unter: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2872.pdf> und [2953.pdf](http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2953.pdf)

Zwischenergebnisse des Projektes wurden auf einem Fachworkshop im November 2014 mit Vertretern von Behörden, Industrie und Umweltverbänden diskutiert. Die Ergebnisse dieser Diskussionen – zu den Regulierungen und zu den Beispielstoffen – sind in den Bericht eingearbeitet worden.

1.4 Struktur des Berichtes

Dieser Bericht dokumentiert in den folgenden sechs Kapiteln die wesentlichen Ergebnisse des Forschungsvorhabens.

Kapitel 2 beschreibt die Besonderheiten der Beispielstoffe – und die hiermit verbundenen Herausforderungen für die WRRL, aus denen sich der Untersuchungsgegenstand des Vorhabens ergibt. Kapitel 3 skizziert – soweit für dieses Vorhaben relevant – die Instrumente des Wasserrechts. Kapitel 4 zeigt die Ergebnisse der Untersuchung der ergänzenden sektoralen Regelwerke (zu Stoffen, Anlagen und Produkten) bezogen auf ihren Beitrag zur Erfüllung der Minderungsziele. Kapitel 5 zeigt anhand der drei Beispielstoffe, in welchem Umfang bislang die Minderungsziele erreicht wurden. Hierbei werden sowohl die Maßnahmen des Wasserrechtes als auch der ergänzenden Regelwerke berücksichtigt. Kapitel 6 benennt, welche Unterschiede derzeit zwischen den Anforderungen der Minderungsziele und der tatsächlichen Umsetzung bestehen. Es werden auch die maßgeblichen Ursachen für die Vollzugsdefizite dargestellt. Kapitel 7 konkretisiert Forschungsbedarf zur Überwindung der aufgefundenen Lücken und Hemmnisse. Dieses Kapitel benennt auch erste Gestaltungsoptionen, um SMARTe Schutzziele und Minderungsinstrumente zu erreichen.

2 Beispielstoffe: Besonderheiten und Herausforderungen für die Minderungsziele der WRRL

2.1 Bedeutung und Festlegung der Beispielstoffe für das Projekt

Derzeit gelten 21 Stoffe und Stoffgruppen der Wasserrahmen-Richtlinie aufgrund ihrer Eigenschaften als prioritär gefährlich. Jeder dieser Stoffe hat Besonderheiten – bezogen auf seine chemisch-physikalischen Eigenschaften, seine Schadwirkungen, seine Einträge in die Umwelt und sein Verhalten in der Umwelt. Einige dieser Besonderheiten sind wichtig bei der Festlegung der Umweltqualitätsnormen. Andere beeinflussen die Möglichkeiten, die es gibt, die Minimierungsziele für die Stoffe zu erreichen. Die Stoffe werden von den bestehenden sektoralen Regulierungen in unterschiedlichem Umfang erfasst.

Im Projekt sollten die Hemmnisse bei der Erreichung der Minimierungsziele und die bestehenden Inkonsistenzen zwischen den Regulierungen möglichst anschaulich beschrieben werden. Daher wurden die Untersuchungen an drei Beispielstoffen durchgeführt – unter Berücksichtigung der Besonderheiten, die diese Beispielstoffe auszeichnen.

Für die Auswahl der Beispielstoffe waren zwei Kriterien maßgeblich:

- ▶ die Prägnanz für die Kohärenz-Problematik;
- ▶ die Prägnanz für die methodischen Fragestellungen.

Um die **Kohärenz-Problematik** zu illustrieren, sollten die Beispielstoffe neben dem Wasserrecht auch Gegenstand der Regulierung in den anderen Rechtsbereichen sein (stoff-, anlagen- und produktbezogene Vorgaben).

Für die Bearbeitung der **methodischen Fragestellungen** waren anhand der Beispielstoffe die folgenden Aspekte zu thematisieren:

1. Methodische Aspekte bei der Bestimmung der Umweltqualitätskriterien
 - c) Vorgehen bei der Erstellung des Datensatzes für die Bewertung
 - d) Vorgehen bei der Ableitung der Umweltqualitätskriterien
 - e) Vorgehen im Hinblick auf persistente und bioakkumulierende Stoffeigenschaften
 - f) Problematik von Hintergrundkonzentrationen bei der Festlegung der Umweltqualitätskriterien
2. Methodische Aspekte bei der Bestimmung der Exposition bzw. im Monitoring
 - a) Relevanz von Umwandlungsprozessen
(Beispielstoff als Metabolit bzw. problematische Metaboliten des Beispielstoffs)
 - b) Relevanz von Schadstoffsenken (und deren Re-Mobilisierung)
 - c) Relevanz von Bioverfügbarkeit
 - d) Relevanz von Hintergrundkonzentrationen (natürlich/anthropogen)
 - e) Unterschiede in den Eintragspfaden (Punktquellen, diffuse Quellen)

Diese Aspekte sind auch im Hinblick auf die Minderungsstrategien relevant.

Die Beispielstoffe sollten auch so ausgewählt werden, dass die für die Bearbeitung erforderlichen stoffbezogenen Daten zugänglich bzw. zu erschließen sind. Es sollten möglichst unterschiedliche Stoff-Charakteristika im Projekt abgebildet werden können. Bei den ausgewählten Stoffen sollten Schadwirkungen auf die Gesundheit belegt sein. Außerdem sollten indirekte Einträge über Produkte bzw. Erzeugnisse wichtig sein, um nicht beabsichtigte diffuse Freisetzungen thematisieren zu können

2.2 Besonderheiten der Beispielstoffe

Gemeinsam mit dem Umweltbundesamt wurden Quecksilber, 4-Nonylphenol und PFOS als Beispielstoffe ausgewählt. Sie ermöglichten eine Darstellung und Diskussion vieler der oben genannten Aspekte. Aus wissenschaftlicher Perspektive sind die drei Stoffe wie folgt klassifiziert: PFOS war seit 2008 auf der „Überprüfungsliste“ in Anhang III als potentieller PS/PHS aufgeführt; seit 2013 ist PFOS als PHS gelistet. Die beiden anderen Stoffe sind seit 2008 als PHS im Anhang X zur Wasserrahmen-Richtlinie genannt. Die „Bestandsaufnahme“ vom Februar 2015 sieht in beiden Stoffe solche von „deutschlandweiter Relevanz“; bei Quecksilber galt dies bereits nach der „Ersteinschätzung“ der beteiligten Behörden; bei Nonylphenol stellte sich die „deutschlandweite Relevanz“ erst aufgrund der Datenauswertung heraus.¹⁵ Was zeichnet die drei Beispielstoffe bezogen auf die Fragestellung des Forschungsvorhabens aus?

- ▶ **Quecksilber.** Quecksilber kann zu akuten und chronischen Schädigungen bei Menschen und in der Umwelt führen. Als Element ist es nicht abbaubar. Umwandlungsprodukte (Methylquecksilber) können sich in Lebewesen anreichern. Neben aktuellen Einträgen liegen viele geogene Stoffdepots und historische Einträge vor. An diesem Schwermetall können die Besonderheiten der Expositionsbewertung von Metallen abgebildet werden. Es ist auch deshalb ein interessantes Fallbeispiel, da sich die Umweltmedienkonzentration aufgrund der vielfältigen Hintergrundbelastung nicht so weit wie gewünscht heruntersetzen lässt.¹⁶
- ▶ **4-Nonylphenol.** Als 4-Nonylphenol (4-NP) werden Alkylphenole mit einem Alkylrest mit neun Kohlenstoffatomen bezeichnet, wobei die Alkylgruppe verzweigt oder unverzweigt sein kann. 4-Nonylphenol ist hormonell wirksam und reproduktionstoxisch. Es zeichnet sich durch eine hohe, chronische Toxizität gegenüber Wasserorganismen aus. Es ist persistent und bioakkumulativ.

4-Nonylphenol wird bei der Herstellung von Kunststoffen, Stabilisatoren, Phenol- und Epoxidharzen eingesetzt. Der weitaus größte Teil von Nonylphenol wird jedoch für die Produktion von Alkylphenolethoxylate (APEO) /Nonylphenolethoxylaten (NPEO) verwendet, die als gut wasserlösliche nichtionische Tenside verwendet werden bzw. wurden. Durch unvollständigen mikrobiellen Abbau entstehen aus ihnen wieder Nonylphenole. Die Verwendungsmuster der Vorläufersubstanzen können in die Stoffflussanalysen mit einbezogen werden. An diesem Beispielstoff können auch Übertragungsmöglichkeiten auf weitere hormonell aktive Stoffe untersucht werden. Die Einträge gehen oftmals nicht von Punktquellen, sondern diffusen Quellen aus, vor allem von importierten Textilien. Sowohl 4-NP als auch seine Vorläuferverbindung 4-NPEO wurden als besonders Besorgnis erregende Stoffe (SVHC) identifiziert und in die Kandidatenliste aufgenommen. Dabei ist zu beachten, dass 4-NP und 4-NPEO, so wie sie in der REACH Kandidatenliste aufgelistet sind, keine einzelnen definierten Stoffe sind, sondern jeweils eine ganze Gruppe von Stoffen umfassen.

- ▶ **PFOS.** Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) gilt als Leitsubstanz für die Gruppe der perfluorierten Alkylsulfonsäuren. Es ist eine persistente und bioakkumulative Verbindung. Sie kann zu chronischen Schädigungen beim Menschen führen. Gegenüber Wasserorganismen zeigt PFOS eine hohe chronische Toxizität.

In der EU wurden das Inverkehrbringen und die Verwendung von PFOS 2006 bis auf wenige Ausnahmen verboten. Durch die Aufnahme von PFOS in die POP-Konvention zu persistenten organischen Schadstoffen wurde seine Verwendung weltweit noch weiter reglementiert.¹⁷ Für bestimmte Anwendungen gibt es zudem weiterhin Ausnahmeregelungen, soweit keine Alternativen zur Verfügung stehen

¹⁵ Siehe Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe 2015 (Fn. 10), S. 2 (BL 2015a).

¹⁶ Hinweis: Metalle als Elemente sind von sich aus nicht weiter abbaubar, also inhärent persistent. Daher wurde bei der Festlegung der PBT-Kriterien betont, dass sich die PBT-Kriterien nur auf organische Stoffe beziehen. Dies führt zu der verwirrenden Aussage, dass bioakkumulative und toxische Metalle keine PBT-Stoffe sind.

¹⁷ Vor dem 27.12.2006 erworbene Feuerlöschschäume mit PFOS durften noch bis zum 27.06.2011 verwendet werden.

(siehe hierzu Abschnitt 5.1). Die meisten per- und polyfluorierten Chemikalien sind dagegen bisher noch nicht gesetzlich geregelt.

PFOS wird aus einer Vielzahl von Vorläuferverbindungen und Polymeren freigesetzt. Für die Bewertung der Stoffeigenschaften von PFOS sind Abweichungen von den Standard-Testverfahren erforderlich, da bei PFOS die Bioakkumulation aufgrund von Protein-Bindungen stattfindet, nicht durch Akkumulation in lipidhaltigen Geweben. Aufgrund einer Vielzahl von Vorläufersubstanzen sind Emissionsabschätzung und Emissionsverlauf deutlich komplexer. Möglichkeiten der Ergebnisübertragung auf strukturell verwandte per- oder polyfluorierte Chemikalien lassen sich an diesem Stoff aufzeigen. Persistente Stoffe wie PFOS verteilen sich durch Ferntransport global und reichern sich an den Polen und in Gebirgsregionen an. Zahlreiche Umweltmonitoringstudien für PFOS belegen, dass der Stoff ubiquitär verbreitet ist und in allen Kompartimenten sowie in Lebewesen (Biota) gefunden wird.

Die hier aufgeführten typischen Merkmale der Beispielstoffe sind im Projekt an mehreren Stellen berücksichtigt worden: bei der Darstellung der Anforderungen an die Expositionsbewertung und das Monitoring, bei den Minimierungsmöglichkeiten und bei der Ausarbeitung von Gestaltungsoptionen.

2.3 Persistenz und Bioakkumulation: Gemeinsamkeit der Beispielstoffe und Herausforderungen für die WRRL

Die ausgewählten Stoffe Quecksilber, 4-Nonylphenol und PFOS weisen bei den Stoffeigenschaften, den Verwendungsmustern und dem Umweltverhalten Unterschiede auf. Eines ist ihnen gemeinsam: es handelt sich um persistente (nicht abbaubare) und bioakkumulative (sich in Lebewesen anreichernde) Stoffe, von denen zusätzlich Gefahren für die menschliche Gesundheit und die Umwelt ausgehen.

Aus den Eigenschaften Persistenz und Bioakkumulation ergeben sich Herausforderungen für die Risikoabschätzung und die Möglichkeit, wirkungsbezogene Schwellenwerte abzuleiten. Und es ergeben sich Schwierigkeiten, die Minderungsziele der Wasserrahmen-Richtlinie zu erreichen. In den beiden folgenden Unterkapiteln stellen wir diese Herausforderungen und Schwierigkeiten zunächst allgemein dar.

2.3.1 Persistenz und Bioakkumulation: Regulatorische Herausforderungen

Aus regulatorischer Sicht ergeben sich aus den Stoffeigenschaften Persistenz und Bioakkumulation zwei Besonderheiten:

- ▶ Über die Mobilität in der Umwelt und die Anreicherung in den Nahrungsnetzen sind im Vergleich zu anderen toxischen Stoffen – losgelöst vom Ort und dem Zeitpunkt der Freisetzung – negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt möglich.
- ▶ Der mangelnde oder langsame Abbau führt zu einer langanhaltenden, nicht rückgängig zu machenden Belastung der Umwelt, mit der Folge, dass „bisher unbekannte schädliche Wirkungen zu einem Problem werden können“¹⁸.

Beide Eigenschaften führen zu einer zeitlichen und räumlichen Entkopplung von Exposition und möglichen Wirkungen (auch nach einer Anreicherung in Organismen) mit der Folge, dass die daraus resultierenden Risiken für die Umwelt nicht bzw. nur eingeschränkt quantifizierbar sind.¹⁹

¹⁸ Umweltbundesamt, Leistungsbeschreibung für das Forschungsvorhaben „PBT – quo vadis“ (UFOPLAN FKZ 3715 65 4154), S. 2. Dies belegen Erfahrungen in der Vergangenheit. Siehe hierzu die zwei Berichte der Europäischen Umweltagentur „Late lessons from early warnings“ unter <http://www.eea.europa.eu/publications/late-lessons-2>.

¹⁹ Siehe dazu Umweltbundesamt, (Fn 18), S. 1.

Aufgrund dieser Besonderheiten ergibt sich die Notwendigkeit, regulatorisch auf zwei Ebenen zu antworten. Einerseits sind Anforderungen für bereits erkannte schädliche Wirkungen zu formulieren und andererseits sind Vorkehrungen zu treffen für weitere bislang noch nicht erkannte schädliche Wirkungen:

1. Bei der Ableitung wirkungsbezogener Schwellenwerte für bereits erkannte schädliche Wirkungen sind zusätzliche Unsicherheiten für die Anreicherung in der Nahrungskette und die Gefährdung der Endglieder der Nahrungsnetze (Mensch/ Raubtiere) zu berücksichtigen. Diese Schutzgüter werden daher in die Risikobewertung über Modellannahmen zur Exposition einbezogen. (siehe hierzu auch Abschnitt 3.2.1).
2. Im Hinblick auf die erheblichen Unsicherheiten der langfristigen Exposition sowie die bislang noch nicht erkannten toxischen und ökotoxischen Wirkungen gilt es, anthropogene Einträge in die Umwelt möglichst zu vermeiden, jedenfalls aber weitgehend zu minimieren. Das Minimierungsgebot gilt insbesondere für Stoffe, die bereits seit Jahrzehnten vermarktet werden und entsprechende Umweltkonzentrationen verursachen. Dementsprechend finden sich sowohl auf internationaler Ebene (OSPAR- und POP-Konvention) als auch im europäischen Recht (so etwa in der POP-Verordnung, der Beschränkungs-Richtlinie und jetzt in der REACH-Verordnung sowie im Wasserrecht) Vorgaben, die darauf abzielen die Einträge für diese Stoffe zu vermeiden oder zu beenden. Das Wasserrecht übernimmt diese Ziele für die Stoffe aus Anhang X und formuliert das „phasing out Gebot“. Demnach sind Einträge, Freisetzungen und Verluste schrittweise einzustellen oder zu beenden.

2.3.2 Persistenz und Bioakkumulation: Schwierigkeiten für die Erreichung der Minderungsziele der WRRL

Bei Stoffen mit persistenten und bioakkumulierenden Eigenschaften ist die Erreichung der Minderungsziele der Wasserrahmenrichtlinie deutlich erschwert. Durch Bioakkumulation können lang anhaltende, niedrige Freisetzungen eines Stoffes zu hohen Konzentrationen in Lebewesen führen, so dass die entsprechenden Umweltqualitätsnormen für Biota überschritten werden.

Bei langlebigen Stoffen kann es zu Anreicherungen im Klärschlamm, im Boden und in den Sedimenten kommen. Zusätzlich können aus der Nutzung der Stoffe in Erzeugnissen heraus Speicher in der Technosphäre entstehen. Aus diesen Speichern, die vorübergehend als Senken für die Stoffe wirken, kann es im Laufe der Zeit zu Verlagerungen in die Umweltkompartimente und zu Freisetzungen in die Oberflächengewässer kommen.

Historisch gewachsene Speicher kann es nur bei Stoffen geben, die in der Umwelt nicht abgebaut werden. Die Freisetzungen aus diesen Speichern haben keinen Bezug zu den aktuellen Verwendungen der Stoffe. Sie führen aber dazu, dass die Umweltqualitätsnormen auf einen langen Zeitraum hin nicht eingehalten werden können.

- ▶ Beispiel Hexabromocyclododecan: Auch bei einer Beendigung des Einsatzes dieses Flammschutzmittels in Baumaterialien sind Verringerungen der Konzentrationen in den Umweltmedien erst nach mehreren Jahrzehnten zu erwarten. Der Stoff wird kontinuierlich aus Deponien freigesetzt wird (Morf et al. 20081).
- ▶ Beispiel Quecksilber: Bei Metallen stellen Mobilisierungen aus Böden und Sedimenten wesentliche Eintragsquellen dar. Bei Quecksilber sind trotz Verringerungen der aktuellen Einleitungen bei den gefundenen Konzentrationen in Lebewesen (Biota-Werte) keine vergleichbaren Verringerungen zu beobachten (siehe hierzu auch Abschnitt 5.3).

Auch das Ziel der Beendigung oder schrittweisen Einstellung der Einträge ist schwerer zu erreichen, wenn Freisetzungen aus historisch gewachsenen Stoffspeichern vorliegen. Eine Beendigung dieser Freisetzungen würde die Sanierung der Kompartimente erfordern, die in der Regel einen sehr hohen Aufwand erfordern würde (z.B. Sedimentreinigungen). Außerdem könnten entsprechende Sanierungsmaßnahmen negative Auswirkungen auf andere Umweltmedien verursachen (Verlagerungseffekte).

2.4 Emissionsabschätzung und Monitoring der Beispielstoffe

Wenn es darum geht, SMARTe-Minderungsinstrumente zu identifizieren, ist man auf eine Informationsbasis angewiesen, die die Eintragsquellen identifiziert, um zu erkennen, welche weiteren Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge zur Verfügung stehen. Für die Bewertung der Belastungssituation und für die Entscheidung über zu treffende Maßnahmen kommt dem Monitoring und der Einschätzung der hier gefundenen Werte eine hohe Bedeutung zu. Bei persistenten und bioakkumulativen Stoffen gibt es hier einige Besonderheiten zu beachten, die der Anhang dokumentiert:

- ▶ Kapitel 9 stellt die verfügbaren Instrumente zur Emissionsabschätzung vor. Hierzu zählen auch das Eintragsinventar nach Art. 5 UQN-RL und die hierzu gehörenden Ansätze. Abschnitt 9.1.3 erläutert, welche Herausforderungen für das Monitoring bei den Beispielstoffen bestehen.
- ▶ Kapitel 10 erläutert die Bedeutung einzelne Stoffeigenschaften für die jeweilige Monitoring-Konzeption.
- ▶ Auf die Möglichkeiten der Stoffstromanalyse geht Kapitel 11 ein²⁰.

2.5 Analyse der Beispielstoffe im Projekt

Im Projekt wurde für jeden Beispielstoff der Ist-Zustand bei der Einhaltung der Umweltqualitätsnorm und bei der schrittweisen Einstellung der Einträge überprüft.

Anschließend wurden die Vorgaben und Maßnahmen zusammengestellt und bewertet, die derzeit die Eintragspfade dieser Stoffe in die Gewässer reduzieren.

Dann wurde überprüft, inwieweit Vorgaben außerhalb des Wasserrechtes die Minimierung der Stoffe an der Quelle der Freisetzung ermöglichen. Dies bezieht sich auf die ergänzenden Regulierungen des Stoff-, Anlagen- und Produktrechtes. Sowohl bei den wasserrechtlichen Regulierungen als auch bei den ergänzenden sektoralen Regulierungen wurde für jeden Beispielstoff untersucht, ob es Lücken bzw. Inkonsistenzen gibt. Hierbei wurden die im Kapitel 2 und im Anhang im Kapitel 9, beschriebenen Besonderheiten der Beispielstoffe berücksichtigt.

²⁰ Die Anwendung einiger dieser Instrumente zeigt die aktuell erstellte Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste prioritärer Stoffe für Deutschland (BL 2015b). In ihr wird auch die angewandte Methodik genau beschrieben.

3 Instrumente des EU Wasserrechts (WRRL und UQN-RL)

Im Forschungsvorhaben stehen die drei bereits in Kapitel 1 formulierten Leitfragen im Vordergrund:

1. Wie könnten SMARTe Minderungsinstrumente für die prioritär gefährlichen Stoffe im Wasserrecht aussehen?
2. Welche Schwierigkeiten behindern die Entwicklung SMARTer Minderungsinstrumente für prioritär gefährliche Stoffe im Wasserrecht?
3. Wie lassen sich aus dem Zusammenspiel von Wasserrecht und anderen sektoralen Regelwerken auf SMARTe Weise die Minderungsziele des Wasserrechts erreichen?

Die Wasserrahmen-Richtlinie schafft einen mehrschichtigen instrumentellen Rahmen, der starke planerische und programmatische Elemente aufweist (siehe Abschnitt 3.1), wobei die konkreten und instrumentell unterfütterten Handlungspflichten überwiegend auf Seiten der Mitgliedstaaten angesiedelt sind.²¹ Im Vordergrund der konkreten instrumentellen Ausgestaltung der wasserrechtlichen Ziele in der Wasserrahmen-Richtlinie steht im Hinblick auf PHS das „UQN-Konzept“ (Abschnitt 3.2), ergänzt durch Ausnahmeregeln (Abschnitt 3.3) und das Verschlechterungsverbot (Abschnitt 3.4), umgesetzt durch emissionsbezogene Vorgaben (Abschnitt 3.4) und kontrolliert durch Monitoring (einschließlich der Trendermittlung, Abschnitt 3.4). Diese Instrumente bestimmen die gewässerbezogene Wirksamkeit der Minderungsziele von PHS (Abschnitt 3.5) und sind damit ausschlaggebend für die Beantwortung der Frage, inwieweit diese Instrumente des Wasserrechts die SMART-Kriterien erfüllen und an welchen Punkten sich Hemmnisse oder Lücken verorten lassen.

3.1 Vorgaben zu prioritär gefährlichen Stoffen

Art. 16 WRRL enthält Vorgaben für „Strategien gegen die Wasserverschmutzung“. Er weist den Organen der EU verschiedene Aufgaben zu. Im Hinblick auf die prioritär gefährlichen Stoffe (PHS) als Gegenstand dieser Untersuchung legt Art. 16 Abs. 1 der Wasserrahmen-Richtlinie fest, dass „spezifische Maßnahmen zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung durch einzelne Schadstoffe oder Schadstoffgruppen, die ein erhebliches Risiko für oder durch die aquatische Umwelt darstellen“ vom Europäischen Parlament und dem Rat – auf Vorschlag der Kommission – zu verabschieden sind. Die Absätze 2 bis 5 beschreiben die Aufgaben der Europäischen Kommission in der Vorbereitung der Listen für PS und PHS so-wie die deren periodische Aktualisierung²².

Nach Art. 16 Abs. 7 ist die Europäische Kommission verpflichtet, „Qualitätsnormen für die Konzentrationen der prioritären Stoffe in Oberflächenwasser, Sedimenten oder Biota“ vorzuschlagen (UQN's). Sie sind damit Bestandteil der in Art. 16 Abs. 1 genannten „spezifischen Maßnahmen“, die – wie bereits eingangs erwähnt – für PHS „auf die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten“ abzielen.

²¹ Ergänzend treten – gerade bei den PS/PHS – Handlungsaufträge an die Europäische Kommission hinzu (etwa in den 11 Absätzen des Art. 16). Konkrete Rechtsfolgen im Hinblick auf die allgemeinen Ziele des europäischen Wasserrechts ergeben sich daraus allerdings erst dann, wenn diese Aufträge auch ausgeführt wurden. Um diesen Prozess zu unterstützen, enthält die jüngste Änderung der Richtlinie zu Umweltqualitätsnormen (UQN-RL) 2008/105/EG durch die Richtlinie 2013/39/EU spezifische Vorgaben zur Koordinierung mit dem Stoff-, Produkt- und Anlagenrecht (Art. 7a UQN-RL) (siehe hierzu Abschnitt 4.1) sowie der Optionen für die Mitgliedstaaten zur kartenmäßigen Darstellung für bestimmte Stoffe (Art. 8a UQN-RL); siehe hierzu Abschnitt 3.2.2

²² Artikel und Anhänge ohne Bezeichnung sind im Folgenden solche der Wasserrahmen-Richtlinie.

3.1.1 Aufgabenverteilung nach Art. 16 Abs. 6 und 8 WRRL

In dem vorstehend erläuterten Kontext formuliert Art. 16 zudem spezifische Pflichten für die Europäische Kommission (Abs. 6) und die Mitgliedsstaaten (Abs. 8), die jeweils darauf abzielen, Freisetzungen von PHS aus bestimmten Quellen zu verringern. Nach Art. 16 Abs. 6 hat die Kommission Vorschläge für Maßnahmen zur Umsetzung des Phasing-Out-Ziels vorzulegen. Nach Art. 16 Abs. 8 hat dies 2 Jahre nach Aufnahme eines Stoffs in Anhang X zu erfolgen. Nach Art. 16 Abs. 6 Satz 2 hat die Kommission Punktquellen und diffuse Quellen zu berücksichtigen sowie eine Betrachtung der Kostenwirksamkeit der einzelnen Maßnahmen als auch deren Verhältnis vorzunehmen. Art. 16 Abs. 6 Satz 3 enthält einen Verweis auf die Richtlinien für Pflanzenschutzmittel und Biozide²³. Bei jedem Vorschlag sind gemäß Art. 16 Abs. 6 Satz 4 Festlegungen zur Überprüfung der Wirksamkeit sowie ggf. zur Aktualisierung zu treffen.

Wenn für Stoffe, die in der ersten Liste des Anhang X aufgenommen sind, sechs Jahre nach Inkrafttreten der WRRL keine Maßnahmen auf EU-Ebene beschlossen werden („keine Einigung“), sind die Mitgliedstaaten in der Pflicht, „für alle Oberflächengewässer, die von Einleitungen dieser Stoffe betroffen sind,“ Begrenzungsmaßnahmen für die Hauptquellen festzulegen. Für später aufgenommene Stoffe gilt die gleiche Pflicht fünf Jahre nach Aufnahme in den Anhang X (so Art. 16 Abs. 8).

Im Ergebnis bedeutet dies, dass in Fällen, in denen „keine Einigung auf Gemeinschaftsebene zustande“ kommt, die Mitgliedsstaaten in der Pflicht sind, „Begrenzungsmaßnahmen für die Hauptquellen“ zu ergreifen, um der Vorgabe nachzukommen, die UQN einzuhalten.

3.1.2 Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungsplanung

Als Instrumente auf der Ebene der Mitgliedsstaaten sieht die Wasserrahmen-Richtlinie in Art. 11 Maßnahmenprogramme sowie die Bewirtschaftungsplanung nach Art. 13 vor, wobei für Einleitungen in Oberflächengewässer gemäß Art. 10 ein kombinierter Ansatz zum Tragen kommt, der „Punktquellen und diffuse Quellen²⁴“ erfasst. Im Kern enthält die Wasserrahmen-Richtlinie das Gebot, den guten Zustand aller Gewässer zu erreichen, hierzu definiert die Richtlinie entsprechende Planungsschritte. Bezogen auf prioritär gefährliche Stoffe bedeutet dies konkret:

- ▶ Für die Oberflächengewässer²⁵ ist nach Art. 4 Abs. 1 Lit. a) ii) i.V.m. Art. 2 Nr. 18 ein guter ökologischer und chemischer Zustand zu erreichen. Für den „guten chemischen Zustand“, der allein Gegenstand dieses Vorhabens ist, sind dabei die UQN einzuhalten (siehe Abschnitt 3.2).
- ▶ Außerdem sind nach Art. 4 Abs. 1 Lit. a) iii) die „gemäß Artikel 16 Absätze 1 und 8 notwendigen Maßnahmen“ durchzuführen mit dem Ziel, für PHS die „Einleitungen, Emissionen und Verluste prioritärer gefährlicher Stoffe zu beenden oder schrittweise einzustellen“.

Nach Art. 1 lit. c und e bezweckt, wie bereits in Abschnitt 1.1 aufgezeigt, die Wasserrahmen-Richtlinie „die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen“, und „zwar mit dem Endziel, in der Meeresumwelt für natürlich anfallende Stoffe Konzentrationen in der Nähe der Hintergrundwerte und für anthropogene synthetische Stoffe Konzentrationen nahe Null zu erreichen“. Bei dem Phasing-Out Ziel nach Wasserrahmen-Richtlinie handelt es sich also zunächst um eine emissionsbezogene Vorgabe. Alle Emissionen von prioritären gefährlichen Stoffen sind einzustellen und zu vermeiden. Mit der Formulierung des „Endziels“ macht Art. 1 lit. e aber auch deutlich, dass

²³ Siehe dazu die Koordinierungsvorgaben in Art. 7a UQN-RL 2013.

²⁴ Beide Begriffe sind in der Wasserrahmen-Richtlinie nicht definiert. Aus der Perspektive des Wasserrechts dürfte „Punktquelle“ eine gefasste direkte Einleitung beschreiben, weil sich nur hierfür eine „beste verfügbare Technologie“ bzw. ein „einschlägiger Emissionsgrenzwert“ (Art. 10 Abs. 2 Lit. a und b) angeben lässt; aus der Perspektive des Anlagenrechts (Art. 10 Abs. 2 verweist in der Aufzählung einschlägiger Richtlinien u.a. auf die IVU-Richtlinie) können auch andere Emissionen in andere Umwelten als gefasste Punktquelle („Schornstein“) in Betracht kommen. Alle sonstigen Freisetzungen lassen sich bezeichnen als „diffuse Auswirkung“ bzw. „diffuse Quelle“ (siehe dazu auch Seite 104); beide Begriffe die Art. 10 nennt.

²⁵ Für das Grundwasser den guten mengenmäßigen und chemischen Zustand; siehe Art. 4 Abs. 1 Lit. b).

eine bestimmte Immissionssituation erreicht werden soll. In der Meeresumwelt sind für natürliche Stoffe Konzentrationen nahe der Hintergrundwerte und für synthetische Stoffe Werte nahe Null zu erreichen.

Konzeptionell stehen die beiden Minderungsziele (Einhaltung der UQN und „phasing out“) damit zunächst einmal nebeneinander. Indem das „phasing out“ nach Art. 4 Abs. 1 Lit. a) iii) aber wiederum auf Art. 16 verweist, nimmt die Vorschrift jedoch implizit Bezug auf die nach Art. 16 Abs. 7 festzulegenden (Umwelt-) Qualitätsnormen. In tatsächlicher Sicht besteht zu-dem – jedenfalls in den Fällen, in denen die UQN (noch) nicht eingehalten werden – ein „de facto-Zusammenhang“ dergestalt, dass das Unterschreiten der UQN ein (Zwischen-) Schritt hin zum „phasing-out“-Ziel darstellt. In der vorliegenden Untersuchung geht es darum, „SMARTE Minderungsinstrumente“ zu untersuchen. Diese leisten aber unvermeidlich einen Beitrag zu beiden Zielsetzungen. Im Rahmen dieser Untersuchung bezeichnet der Begriff „Minderungsziele“ daher jeweils beide Zielsetzungen, wenn nicht explizit auf eine der beiden Ziele Bezug genommen wird.

3.1.3 Zwischenergebnis

Die WRRL weist im Hinblick auf die von ihr angestrebten Ziele zu den PHS sowohl der europäischen als auch der nationalen Ebene Aufgaben zu. So sind der europäischen Ebene sind Aufgaben im Rahmen der übergreifenden Minderungsstrategie zugeordnet (Abschnitt 3.1.1), die durch die Änderung der UQN-Richtlinie im Jahr 2013 noch einmal präziser gefasst sind (siehe Abschnitt 4.1). Kommt es hier aber nicht zu einer Einigung, sind die Mitgliedsstaaten gefordert. Denn die Vorgaben der WRRL sind durch die Mitgliedstaaten in nationales Recht umzusetzen und zu implementieren. Die Verantwortung für die Maßnahmenprogramme so-wie die flussgebietsbezogene Gewässerbewirtschaftung und die dabei einzuhaltenden Minderungsziele liegt dann letztlich bei den Mitgliedsstaaten. Bei ihnen liegt die Last, für die Einhaltung der UQN Sorge zu tragen.

3.2 Das „UQN-Konzept“ im Wasserrecht

Umweltqualitätsnormen (UQN) erfüllen drei Funktionen für die Gewässerbewirtschaftung:²⁶

1. Sie sollen einen wissenschaftlichen Standard für den Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften und der Gesundheit des Menschen definieren (siehe Abschnitt 3.2.1);
2. sie lenken im Rahmen der aufzustellenden Bewirtschaftungspläne für Flusseinzugsgebiete den stoffspezifischen Handlungsbedarf auf die lokal zu begrenzenden Einträge (siehe Abschnitt 0) und
3. sie gelten im Regelungsgefüge des Wasserrechts als Indikator für den „guten chemischen Gewässerzustand“ mit den entsprechenden Rechtsfolgen (siehe Abschnitt 0).

Die nachfolgenden Abschnitte analysieren den Beitrag dieser Funktionen zum Minderungsziel.

3.2.1 UQN als Standard für den Schutz der aquatischen Umwelt und der Gesundheit des Menschen

Eine Umweltqualitätsnorm (UQN)²⁷ ist nach Artikel 2 Nr. 35 WRRL (2000/60/EG) „diejenige Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf“. Zu betrachten sind – je nach den Eigenschaften des betreffenden Stoffes – sowohl die Ökotoxizität in den aquatischen und/oder benthischen Umweltkompartimenten als auch die über die aquatische Umwelt gegebene Humantoxizität (s. auch Art. 16 Abs. 2). Das Verfahren zur Festlegung der UQN beschreibt Anhang V 1.2.6 der Wasserrah-

²⁶ Heiß, Umweltqualitätsziele für den guten chemischen Zustand – Ergebnisse der ersten Revision der RL EG/2008/105, in: Hofmann (Hrsg.), Wasserrecht in Europa, Baden-Baden 2015, 184/186.

²⁷ In der englischen Bezeichnung Environmental Quality Standard - EQS.

men-Richtlinie; die technischen Leitlinien zur Ableitung von Umweltqualitätskriterien (Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards (TGD) 2011)²⁸ beschreiben die methodische Ausfüllung. Bei Stoffen mit bioakkumulierende Eigenschaften, wird nach den Vorgaben des TGD (2011) die sich hieraus ergebene Human- und Ökotoxizität über die Nahrungsaufnahme ($QN_{\text{biota sec pois}}$ ²⁹ und $QS_{\text{biota, human health, food}}$ ³⁰) berücksichtigt. Die Festlegung des UQN erfolgt auf der gegebenen Datengrundlage für das empfindlichste Schutz-gut³¹. Die abgeleiteten Qualitätsnormen für die prioritären Substanzen sind auf Basis der Richtlinie 2008/105/EG (EC 2008; geändert durch Richtlinie 2013/39/EU) verbindlich festgelegt³².

Die durch dieses Vorgehen festgelegten Schwellenwerte sollen "einen angemessenen Schutz der aquatischen Umwelt und der Gesundheit des Menschen sicherstellen"³³. Allerdings bilden die durch dieses Vorgehen festgelegten „Schwellenwerte“ lediglich die aktuell bekannten toxischen und ökotoxischen Wirkungen über klassische Toxizitätstests ab. Auch die toxischen und ökotoxischen Effekte, die durch die bioakkumulierenden Eigenschaften einer Substanz über die Nahrungsaufnahme zu erwarten sind, werden so modelliert. Die Unsicherheiten gegenüber langfristigen Risiken und der Nicht-Rückholbarkeit dieser Stoffe sind hierüber jedoch nicht abgebildet. Bewertungsfaktoren³⁴, die diese Unsicherheiten berücksichtigen, sind nicht vorgesehen.³⁵

Damit sind die so abgeleiteten UQN zwar in der Lage, den Schutz der aquatischen Umwelt und der Gesundheit des Menschen gegenüber bekannten toxischen Wirkungen sicherzustellen. Für die persistenten oder bioakkumulierenden Eigenschaften haben die UQN keine spezifische, diese Eigenschaften widerspiegelnde handlungsleitende Funktion. Da sich einmal freigesetzte PHS nicht zurückholen lassen, sondern im Gegenteil überdauern und sich in der Nahrungskette anreichern, sind nicht bekannte und zukünftige schädlichen Wirkungen auf Mensch und Umwelt über dieses Vorgehen unzureichend berücksichtigt (siehe hierzu auch Abschnitt 2.3.1) und bedürfen zusätzlicher Maßnahmen. Dementsprechend formuliert die Wasserrahmen-Richtlinie für PHS neben der Einhaltung der UQN das weiterreichende „phasing out“-Ziel.

²⁸ Das TGD 2011, S. 17 führt hierzu weiter aus: "The triggers for derivation of a $QS_{\text{biota, hh food}}$ are dominated by hazard properties whereas a $QS_{\text{biota sec pois}}$ is triggered by the possibility of accumulation in the food chain in conjunction with hazard properties. Ein kritisches Bioakkumulationspotential liegt nach TGD-EQS (2011), S. 18 dann vor, wenn
- der BMF größer als eins oder der BCF größer als 100 ist oder
- der Log Kow größer gleich drei oder
- wenn andere Hinweise vorliegen, z.B. durch Monitoringdaten.

²⁹ Er drückt die toxische Konzentration des Schadstoffes in der Nahrung aus (secondary poisoning), die vom Endglied der aquatischen Nahrungskette pro Tag nicht überschritten werden darf.

³⁰ Er soll den Menschen gegen schädlichen Gesundheitswirkungen über Fischkonsum schützen, neben bioakkumulierenden Eigenschaften ist ein QS auch bei weiteren gefährlichen Eigenschaften der Substanz abzuleiten (TGD 2011, Abschnitt 2.4.3.2)

³¹ Aufgrund der bioakkumulierenden Eigenschaften bei PFOS, 4-Nonylphenol und Quecksilber ist ein ein $QS_{\text{biota sec pois}}$ und ein $QS_{\text{biota, human health, food}}$ berechnet.

PFOS: Der auf Wasser rückgerechnete $QS_{\text{Biota hh}}$ stellt das empfindlichere Schutzgut dar, daher ist der umgerechnete QS-Wert für die menschliche Gesundheit (Fischkonsum) als AA QS in Annex II angegeben.

4-Nonylphenol: Der für Wasser berechnete $QS_{\text{eco, fw}}$ stellt für 4-Nonylphenol das empfindlichste Schutzgut dar und entspricht daher dem AA QS. Ein QS_{biota} ist in Annex II daher nicht anzugeben.

Quecksilber: Da der Zusammenhang zwischen dem Gehalt in der Wasserphase und dem Gehalt in Biota bei Quecksilber nicht einfach darzustellen ist, ist der $QS_{\text{biota sec pois}}$ nicht auf die Wasserphase berechnet. In Annex II ist der $QS_{\text{biota sec pois}}$ angegeben.

³² Eine ausführliche Beschreibung der Ableitung der UQN nach TGD, sowie der spezifischen Ableitung für die drei Beispielstoffe sind im Anhang in Kapitel 12 beschrieben.

³³ Siehe Erwägungsgrund 13 zur UQN-Richtlinie 2008/105/EG.

³⁴ Die Wasserrahmen-Richtlinie sieht die klassischen Bewertungsfaktoren (die englischen Fassung spricht von safety factor und die deutsche Fassung von Sicherheitsfaktoren; die technischen Leitlinien (TGD 2011) verwenden dagegen den Begriff Assessment Factor) zur Extrapolation auf „natürliche Bedingungen“ vor.

³⁵ Sie ließen sich methodisch auch nur schwer begründen; siehe dazu bereits Abschnitt 2.3.1.

Festhalten lässt sich damit, dass eine erste Schwierigkeit bei der "Festlegung und Durchführung"³⁶ SMAR-ter Minderungsstrategien darauf beruhen dürfte, dass schwellenwertbezogene Strategien zum Einsatz kommen, die die Stoffeigenschaften Persistenz und Bioakkumulationspotenzial aus wissenschaftlicher Sicht nicht angemessen berücksichtigen können. Das Wasserrecht sieht dieses Problem durchaus und formuliert weitergehende Minderungsziele; gleichwohl konzentriert sich der konkrete gewässerbezogene Handlungsbedarf auf die Einhaltung der UQN.

3.2.2 Stoffspezifischer Handlungsbedarf auf die lokal zu begrenzenden Einträge

Konkrete, mit quantifizierten Erfolgskriterien versehene Handlungsvorgaben finden sich für PHS mit den jeweils zu unterschreitenden UQN (wenngleich versehen mit einer Reihe von Ausnahme-Optionen, Abschnitt 3.2.4). Zur Umsetzung haben die Mitgliedstaaten jeweils für 6 Jahre (2015, 2021, 2027) Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne aufzustellen, mit denen – unter Berücksichtigung der wasserrechtlichen Instrumente – die notwendigen wasserwirtschaftlichen Schritte (Abschnitt 3.4) einzuleiten sind, um die Einhaltung der UQN zu gewährleisten. Wenn es den Mitgliedstaaten trotz entsprechender Maßnahmenprogramme³⁷ in den Bewirtschaftungsplänen innerhalb der vorgegebenen Fristen nicht gelingt, die Vorgaben zu erreichen, sind entsprechend Ausnahmetatbestände heranzuziehen und zu begründen³⁸. Nicht explizit geregelt ist, was passiert, wenn gleichwohl die in der WRRL vorgegebenen Ziele nicht erreicht werden³⁹.

Der konkrete stoffspezifische Handlungsbedarf auf die lokal zu begrenzenden Einträge ergibt sich aus den gemessenen Überschreitungen der UQN in den lokalen Gewässern. Dabei sind die Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme gemäß Art. 3 UQN-RL auszurichten auf das Ziel, „einen guten chemischen Zustand der Oberflächengewässer in Bezug auf diese Stoffe zu erreichen“, also die UQN nicht zu überschreiten; nicht aber darauf, die PHS so weit als möglich zu eliminieren oder die Freisetzung zu vermeiden.

3.2.3 Indikator für den guten chemischen Gewässerzustand

Als weitere Funktion geben die UQN an, ob sich ein Gewässer im guten chemischen Zustand im Sinne der Wasserrahmen-Richtlinie befindet (Indikatorfunktion): Durch das „one out – all out“ Prinzip im Hinblick auf die Erreichung des „guten chemischen Zustand“ eines Oberflächengewässers⁴⁰ stellt die Einhaltung der UQN für jeden Stoff ein kritisches Erfolgskriterium wasserwirtschaftlicher Maßnahmen dar.

Dabei reicht eine Konzentration, die unterhalb der UQN liegt, aus, um im Sinne der Wasser-rahmen-Richtlinie als „guter chemischer Zustand“ zu gelten. Abschnitt 3.2.1 hat bereits deutlich gemacht, dass diese Definition aus der Perspektive eines spezifischen Risikomodells erfolgt. Aus dieser Logik beschreibt der gute chemische Gewässerzustand „einen angemessenen Schutz der aquatischen Umwelt und der Gesundheit des Menschen“⁴¹ bezogen auf die bekannten toxischen und ökotoxischen Wirkungen. Dies gilt aber nicht für die

³⁶ Formulierung angelehnt an Art. 11 AEUV.

³⁷ Siehe hierzu weiter in Abschnitt 3.4

³⁸ In der Neufassung der UQN-Richtlinie ist zudem eine stärkere Koordinierung mit anderen Regelwerken gefordert, siehe hierzu weiter in Abschnitt 4.1

³⁹ Nach Art. 2 Nr. 24 ist dies „der chemische Zustand, der zur Erreichung der Umweltziele für Oberflächengewässer gemäß Artikel 4 Absatz 1 Buchstabe a) erforderlich ist, das heißt der chemische Zustand, den ein Oberflächenwasserkörper erreicht hat, in dem *kein Schadstoff in einer höheren Konzentration als den Umweltqualitätsnormen* vorkommt, die in Anhang IX und gemäß Artikel 16 Absatz 7 oder in anderen einschlägigen Rechtsvorschriften der Gemeinschaft über Umweltqualitätsnormen auf Gemeinschaftsebene festgelegt sind“ (Herv.d.V.).

⁴⁰ Nach Art. 2 Nr. 24 ist dies „der chemische Zustand, der zur Erreichung der Umweltziele für Oberflächengewässer gemäß Artikel 4 Absatz 1 Buchstabe a) erforderlich ist, das heißt der chemische Zustand, den ein Oberflächenwasserkörper erreicht hat, in dem *kein Schadstoff in einer höheren Konzentration als den Umweltqualitätsnormen* vorkommt, die in Anhang IX und gemäß Artikel 16 Absatz 7 oder in anderen einschlägigen Rechtsvorschriften der Gemeinschaft über Umweltqualitätsnormen auf Gemeinschaftsebene festgelegt sind“ (Herv.d.V.).

⁴¹ Siehe dazu bereits die Nachweise in Fußnote 33.

persistenten Eigenschaften eines Stoffes, denn daraus ergibt sich – vor allem im Zusammenspiel mit bioakkumulierenden Eigenschaften – in langfristiger Perspektive eine Gefährdung der aquatischen Umwelt und der Gesundheit des Menschen (siehe Abschnitt 2.3.1). Gleichwohl verwendet die Wasserrahmen-Richtlinie hier den – aus Sicht der Stoffeigenschaften unzutreffenden – Begriff des "guten chemischen Zustands", womit die Gefahr von Missverständnissen und Fehlinterpretationen besteht.

3.2.4 Zwischenergebnis

Aufgrund der persistenten und bioakkumulierenden Eigenschaften formuliert die Wasserrahmen-Richtlinie in Art. 1 das Ziel der Beendigung oder der schrittweisen Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen (Artikel 1). Ordnet man das UQN-Konzept mit seinen drei zentralen Funktionen anhand dieser Zielsetzung ein, ergibt sich folgendes Bild

1. Im Hinblick auf das Ziel, einen wissenschaftlichen Standard für den Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften und der Gesundheit des Menschen definieren (Abschnitt 3.2.1), ist festzuhalten, dass die UQN als Bestandteil die Stoffeigenschaften Persistenz und Bioakkumulationspotenzial aus wissenschaftlicher Sicht nicht angemessen berücksichtigen können. Aus diesem Grund hat der Europäische Gesetzgeber neben die Pflicht zur Erreichung des guten chemischen Zustands (= UQN) das Phasing-Out-Ziel normiert und vor allem die Kommission in die Pflicht genommen, geeignete Maßnahmen vorzuschlagen (Art. 16 WRRL)⁴². In Bezug auf die REACH-Verordnung besteht aus wissenschaftlicher Sicht Einigkeit darüber, dass für Stoffe mit solchen Eigenschaften (unter REACH: PBT-Stoffe) es nicht angebracht ist, Umweltqualitätskriterien (unter REACH: PNEC) zu bestimmen. Die Beurteilung, ob und wie Auswirkungen bei einem festgestellten Expositionsszenario zu vermeiden sind, erfolgt hierbei qualitativ gemäß Nr. 6.5 Anhang I REACH (Abschnitt 4.2.1).
2. Für die zweite Funktion, im Rahmen der aufzustellenden Bewirtschaftungspläne für Flusseinzugsgebiete den stoffspezifischen Handlungsbedarf auf die lokal zu begrenzenden Einträge zu lenken (siehe Abschnitt 3.2.2) ist festzuhalten, dass sich aus dem UQN-Konzept heraus keine Handlungsvorgaben über das Ziel hinaus ergeben, die UQN zu unterschreiten. Hinsichtlich der weiterreichenden Minderungsziele des phasing out entfalten die UQN daher keine handlungsleitende Funktion.
3. UQN gelten schließlich als Indikator für den „guten chemischen Gewässerzustand“ mit den entsprechenden Rechtsfolgen (siehe Abschnitt 3.2.3). Es ist aber – gemessen am phasing out-Ziel – zwar durchaus erstrebenswert, zumindest die UQN zu unterschreiten, wirklich „gut“ ist bei Stoffen mit persistenten und bioakkumulierenden Eigenschaften der Gewässerzustand aber erst dann, wenn darüber hinaus auch Maßnahmen greifen, die dazu beitragen die Einträge von PHS zu beenden, um diese Stoffe dauerhaft entsprechend dem Endziel nach Art. 1 lit. e WRRL zu „eliminieren“. Indem die Wasserrahmen-Richtlinie einen Zustand, in dem dies nicht gewährleistet wird, bereits als „gut“ bezeichnet, könnte der Eindruck entstehen, die selbst gesetzten Ziele seien damit bereits verwirklicht, was aber – wie erläutert – nicht der Fall ist. Der Begriff kann daher zu Missverständnissen Anlass geben.

Bezogen auf diese Stoffgruppe kommt dem Phasing-Out Ziels besondere Bedeutung zu.

Diese – jedenfalls zum Teil: systemimmanenten – Schwächen des „UQN-Konzeptes“ sind bei der Ausgestaltung ergänzender Regulierungsinstrumente zu berücksichtigen, wenn man das phasing out Ziel erreichen will.

⁴² Siehe Abschnitt 3.1.1

3.3 Ausnahmeregeln im „UQN-Konzept“

Zum UQN-Konzept gehören zudem eine Reihe von Ausnahmemöglichkeiten nach Art. 4 Abs. 4 bis 9 WRRL, die sowohl qualitative als auch zeitliche Abweichungen gestatten. So können die Behörden der Mitgliedstaaten weniger strenge Umweltziele für bestimmte Gewässer festlegen (etwa bei technischer Undurchführbarkeit, unangemessenen Kosten oder weil sich dies aus sozio-ökonomischen Erfordernissen ergibt) und sie können die Fristen zur Erreichung des guten chemischen Zustands verlängern.

Im Hinblick auf das Phasing-Out Ziel für PHS liegt darin de facto eine weitere Schwachstelle des UQN-Konzeptes. Der EU-Gesetzgeber hat sie bewusst eingefügt, da die Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie ohne die Ausnahmeregeln für viele Mitgliedsstaaten zu anspruchsvoll wären.

3.4 Emissionsminderung

Mit den Maßnahmenprogrammen und der Bewirtschaftungsplanung haben die Mitgliedstaaten sicherzustellen, dass die Ziele aus Art. 4 eingehalten werden. Dazu sind gemäß dem "kombinierten Ansatz" nach Art. 10 für die direkten Einleitungen in die Gewässer ("Emissionen"⁴³) Vorgaben zu machen auf der Grundlage der besten verfügbaren Technologien (BVT) bzw. der einschlägigen Emissionsgrenzwerte (Art. 10 Abs. 2 Lit. a und b), für "diffuse Auswirkungen" fordert Art. 10 Abs. 2 Lit. c Begrenzungen, die gegebenenfalls die beste verfügbare Umweltpaxis einschließen". Für jede Flussgebietseinheit ist regional zu gewährleisten, dass immissionsseitig die UQN nicht überschritten werden. Dabei sind die Maßnahmenprogramme und die Bewirtschaftungspläne im Sechs-Jahres-Rhythmus zu aktualisieren (Art. 11 Abs. 8 bzw. 13 Abs. 7). Diese Maßnahmen unterstützen in der Regel das Phasing-out-Ziel, weil sich hierüber bekannte Einträge – teilweise substantiell – vermindern lassen.

Während sich die direkten Einleitungen in Gewässer mit den Mitteln des Wasserrechts regulieren lassen, gilt dies für die "sonstige Quellen"⁴⁴ nur in eingeschränktem Maße. Freisetzungen, die den Weg in die kommunale Kläranlage finden, führen im Ergebnis wieder zu Direkt-Einleitungen, die in den Anwendungsbereich des Wasserrechts fallen. Will man die UQN einhalten, sind in diesem Fall – oftmals aufwändige und kosten-trächtige – end-of-the-pipe-Maßnahmen erforderlich.

Alle sonstigen diffusen Einträge regelt das Wasserrecht hingegen nicht unmittelbar. Dies gilt sowohl für Einträge aus ufernahen Nutzungen (etwa aus der Landwirtschaft) sowie für Einträge auf dem Luftpfad.⁴⁵ Für

⁴³ Im Kontext des Wasserrechts bezeichnet der Begriff „Emission“ meist den Stoffeintrag über den Wasserpfad (siehe es als direkte oder indirekte Einleitung in ein Oberflächengewässer; siehe etwa die Begriffsbestimmungen in Art. 2 Nr. 36, 40 und 41, denen sich allerdings keine eindeutige Abgrenzung zwischen dem zunächst genannten Begriff der Einleitung und den [sonstigen] „Emissionen“ findet; im vorgenannten Sinne „Emission“ als Oberbegriff für alle von Punktquellen ausgehenden Einträge in ein Oberflächengewässer verwendet der vorliegende Text den Begriff „Emission“; siehe etwa auch die Formulierung in § 57 Abs. 4 Nr. 2 WHG: „Emissionsgrenzwerte im Einleitbescheid“ sowie in § 1 Abs. 2 AbwVO: „die in den Anhängen gekennzeichneten Emissionsgrenzwerte sind vom Einleiter einzuhalten,“ – leicht abweichend: Ginzky, ZUR 2009, 242/246). Demgegenüber verwendet das europäische Anlagenrecht (IVU- bzw. IE-Richtlinie) den Begriff der Emission medienübergreifend, was sich auch in § 1 Abs. 2 1. Spiegelstrich BImSchG widerspiegelt sowie in den Kriterien zum „Stand der Technik“, wie sie wortgleich in Anlage 1 (zu § 3 Nummer 11) WHG sowie in der Anlage zu § 3 Abs. 5 BImSchG definiert sind; hingegen findet sich in § 3 Abs. 3 BImSchG eine Verengung auf den „Luftpfad“.

⁴⁴ Der Begriff meint – aus der Perspektive des Wasserrechts – alle sonstigen Freisetzungen, die nicht direkt als Emission ein Gewässer auftritt.

⁴⁵ Begrenzungsansätze müssen daher (mindestens) eine Stufe vorher ansetzen; etwa an der Zusammensetzung der Produkte oder den technischen Bedingungen der Transport- und Ladevorgänge (technische Ausstattung der Behälter/Tanks; Optimierung der Ladevorgänge, etwa mittels Gaspindelverfahrens [21. BImSchV]) (Abschnitt 4).

derartige diffuse Einträge⁴⁶ sind die Minderungsziele nur im Zusammenspiel mit anderen sektoralen Regelwerken zu erreichen. Der Frage, ob und wie die wasserrechtlichen Vorgaben bei "Festlegung und Durchführung" anderer sektoraler Regelungen zu beachten sind, widmen sich die durch die Neufassung der UQN-Richtlinie neu eingefügten Koordinierungsvorgaben (siehe Abschnitt 4.1).

3.5 Überwachung und Monitoring (Bestandsaufnahme und Trendermittlung)

Die (emissionsbezogene) Überwachung und das (immissions- bzw. medienbezogenem) Monitoring sollen dokumentieren, dass die gesetzlichen Vorgaben von den jeweiligen Akteuren (z.B. den Direkteinheiten in ein Gewässer) tatsächlich eingehalten wurden⁴⁷ bzw. wie sich die Schadstoffbelastung in der aquatischen Umwelt tatsächlich entwickelt hat.

Bei der Überwachung der Freisetzungsquellen ist zu unterscheiden zwischen technisch „gefassten“ Quellen (Punktquellen) und „diffusen Quellen“, womit alle nicht gefassten Quellen vor allem aus dem Ge- und Verbrauch von Produkten (auch in der Landwirtschaft) sowie aus Transport- und Ladevorgängen gemeint sind. Die Überwachung an den direkt einleitenden Punktquellen⁴⁸ erfolgt in Eigenüberwachung durch den Betreiber, der in Abhängigkeit vom Einleitebescheid Vorgaben für geforderte Messungen erfüllen und die Ergebnisse dokumentieren muss.⁴⁹ Diffuse Quellen sind schwer oder gar nicht zu überwachen.⁵⁰ Daher gibt es ein erhebliches Gefälle in der Datenlage zu den unterschiedlichen Freisetzungsquellen. Defizite bestehen vor allem bei kleineren Punktquellen sowie im gesamten Bereich der diffusen Quellen.⁵¹

Überwachung und Monitoring können darüber hinaus Informationen bereitstellen⁵², um auf dieser Grundlage die Maßnahmenprogramme und die Bewirtschaftungspläne den entsprechenden Herausforderungen anzupassen. Aus ihnen kann sich damit ein (auf Transparenz über mangelnde Zielerfüllung beruhender) Handlungsdruck für die gesetzgebenden Organe und die Behörden der Mitgliedstaaten ergeben. Aber auch die Rechtssetzungsorgane auf EU-Ebene erhalten auf diese Weise Informationen, die zu einer Anpassung der Anforderungen der Richtlinie führen können.⁵³

Nach Art. 5 UQN-RL 2008 erstellen die Mitgliedsstaaten eine „Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste“ („inventory“) aller prioritären Stoffe und Schadstoffe nach Anhang I Teil A, „einschließlich ihrer Konzentrationen in — je nach Zweckmäßigkeit — Sedimenten und Biota.“ Grundlage sind die nach der Wasserrahmen-Richtlinie und der PRTR-Verordnung erfassten Informationen „sowie andere verfügbarer Daten für jede Flussgebietseinheit oder jeden Teil einer Flussgebietseinheit“, wobei die Bestandsaufnahme nach den dort genannten Vorgaben zu aktualisieren ist. Mit der „Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGewV in

⁴⁶ Die Ergebnisse der nationalen „Bestandsaufnahme“ nach Art. 5 der Wasserrahmen-Richtlinie zeigen, dass „für die deutschlandweit relevanten Stoffe die diffusen Eintragspfade in die Oberflächengewässer dominant sind“; siehe dazu bereits bei Fn. 10 (BL 2015a).

⁴⁷ Diesbezügliche Soll-Ist-Abweichungen bezeichnet man als Vollzugsdefizit "dritter Ordnung", weil es sich hier um ein Delta zwischen behördlicher Gestattung und realem Verhalten der Adressaten handelt.

⁴⁸ Zu weiteren quellenbezogenen Vorgaben über die PRTR-Verordnung siehe Abschnitt 4.3.1.

⁴⁹ Lokale Emissionsminderungen sind oftmals nicht im Monitoring von Umweltproben sichtbar, da hier integrativ die Gesamtbelastung erfasst wird, zu der auch diffuse Quellen und Sedimente als Umweltdeposits gehören. Die Reduktionen lokaler Einleiter sind in den gemessenen Vorfluterkonzentrationen erkennbar, nur bedingt im Biomonitoring.

⁵⁰ Siehe hierzu weiter in Abschnitt 4.3.2.

⁵¹ Siehe hierzu auch Abschnitt 6.1.2.

⁵² In Tabelle 5, Tabelle 8 und Tabelle 11 ist der Ist-Zustand der Informationen aus Überwachung und Monitoring für die Beispielstoffe dargestellt.

⁵³ Nicht gesagt ist damit, in welcher Richtung die Anpassung erfolgt. Neben einer Intensivierung der Schutzbemühungen (Verstärkung der Minderungsangaben) kommt auch eine Abschwächung der Schutzstandards in Betracht.

Deutschland⁵⁴ liegt eine solche Auswertung vor. Sie berücksichtigt mehrere methodische Ansätze, dazu zählen:

- ▶ Der fließgewässerfrachtbezogene Ansatz, der auf Basis der Gewässermonitoringdaten die Gesamtfracht in einem Fluss abschätzt.⁵⁵ Aus der Differenz der Gesamtfracht im Gewässer (Immission) und den addierten Einträgen aus den bekannten und quantifizierten Punktquellen (Emission) lässt sich die Größenordnung der diffusen Einträge bestimmen.
- ▶ Die regionalisierte Pfadanalyse (RPA), die auch regionalisierte Einträge in die Gewässer auf Basis kleinerer Einzugsgebiete erfasst, um Informationen zu Eintragungsschwerpunkten und den Haupteintragungspfaden zu gewinnen.
- ▶ Der quellenbezogene Ansatz, wozu auch die Stoffflussanalyse (SFA) gehört. Hierbei lassen sich wichtige Informationen zu Emissionen in die Umwelt gewinnen, wobei allerdings eine Regionalisierung nicht im Vordergrund steht.

Ein zentrales Ergebnis dieser Bestandsaufnahme wurde bereits in der Einleitung zu diesem Bericht erwähnt: Für die deutschlandweit relevanten Stoffe (darunter auch die Beispielstoffe Nonylphenol und Quecksilber) sind diffusen Eintragungspfade in die Oberflächengewässer dominant, wobei der Anteil der diffusen Eintragungspfade am Gesamteintrag teilweise zwischen 70 und nahe 100 % liegt.

Nach Abs. 5 der Vorschrift hat die Europäische Kommission bis spätestens 2018 zu überprüfen, ob bei den in der Bestandsaufnahme erfassten Emissionen, Einleitungen und Verlusten Fortschritte im Hinblick auf die Einhaltung der UQN sowie des Phasing-out-Zieles festzustellen sind.⁵⁶ Nach Art. 7 Abs. 2 c) UQN-RL 2008 hat die Europäische Kommission das Parlament und den Rat über das Ergebnis der Überprüfung zu unterrichten, wobei sie „gegebenenfalls entsprechende Vorschläge“ beifügt (siehe auch Art. 7a und 8 c) der UQN-RL 2013; mehr dazu in Abschnitt 4.1. Neu hinzugekommenes Element im Monitoring ist die Trendermittlung. Die Neufassung der UQN-RL verlangt gemäß Art. 3 Abs. 6 Satz 1 von den Mitgliedstaaten, für solche prioritären Stoffe, „die dazu neigen, sich in Sedimenten und/oder Biota anzusammeln“,⁵⁷ eine langfristige Trendermittlung der Konzentrationen zu gewährleisten und sicherzustellen, „dass diese Konzentrationen in den Sedimenten und/ oder den betreffenden Biota nicht signifikant ansteigen.“⁵⁸ Diese Pflicht⁵⁹ gilt auch für die Beispielstoffe Quecksilber und PFOS. Art. Abs.

3.6 Wirksamkeit der Instrumente des Wasserrechts

Die Ausführungen in den vorangegangenen Abschnitten machen deutlich, dass das Phasing Out-Ziel mit den Instrumenten der Wasserrahmen-Richtlinie alleine nicht zu erreichen ist. Dies liegt zum einen daran, dass das Phasing-Out Ziel in dem „UQN-Konzept“ als dem Haupt-Operationalisierungsansatz der Wasserrahmen-Richtlinie auf der Ebene der Mitgliedsstaaten, nur partiell zum Ausdruck kommt. Da es gleichzeitig vielfach

⁵⁴ Siehe Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe (Fn. 10), S. 6 ff.

⁵⁵ Das Vorgehen orientiert sich dabei an den Empfehlungen des Technischen Leitfadens der Europäischen Kommission Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe (Fn. 10), S. 5 m.W.N.

⁵⁶ Dabei sind die Ausnahmemöglichkeiten nach Art. 4 Abs. 4 und 5 zu berücksichtigen.

⁵⁷ Der Text fordert in Art. 3 Abs. 6 UQN-RL weiter "unter besonderer Beachtung der in Anhang I Teil A aufgeführten Stoffe mit den Nummern 2, 5, 6, 7, 12, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 26, 28, 30, 34, 35, 36, 37, 43 und 44,"

⁵⁸ Nach Unterabsatz 2 ist die Überwachungsfrequenz dergestalt festzulegen, "dass genügend Daten für eine zuverlässige langfristige Trendermittlung verfügbar sind. In der Regel sollte die Überwachung mindestens alle drei Jahre stattfinden, es sei denn, nach dem aktuellen Wissensstand und dem Urteil von Sachverständigen ist ein anderes Intervall gerechtfertigt."

⁵⁹ Nach Art. 3 Abs. 6 Satz 2 UQN-RL „ergreifen [die Mitgliedstaaten] Maßnahmen, mit denen vorbehaltlich des Artikels 4 der Richtlinie 2000/60/EG sichergestellt werden soll, dass diese Konzentrationen in den Sedimenten und/ oder den betreffenden Biota nicht signifikant ansteigen“. Ob damit ein spezifisches – offenbar aber nicht absolutes („nicht signifikant“) – Verschlechterungsverbot für diese bioakkumulierenden Stoffe verankert ist, soll an dieser Stelle offenbleiben.

nicht gelingt, die UQN einzuhalten, ist zu fragen, wo zudem die Schwachstellen in der praktischen Durchführung der emissionsmindernden Maßnahmen der Wasserrahmen-Richtlinie liegen. Eine Zusammenfassung der Befunde findet sich in Tabelle 1. Anhand der Beispielstoffe konkretisiert Kapitel 5 die Schwachstellen der praktischen Durchführung.

Tabelle 1: Wirksamkeit der Instrumente des Wasserrechts

Instrumente	Ziele	Einhaltung der UQN	Einträge von PHS beenden
„UQN-Konzept“		Handlungsleitend	Teilbeitrag; für ein Beenden der Einträge reichen die Maßnahmen nach dem UQN-Konzept nicht aus
Ausnahmeregeln im „UQN-Konzept“		Erschweren die Zielerreichung	Erschweren die Zielerreichung
Emissionsminderung nach BVT		Greift nur für erkannte Punktquellen, diffuse Quellen werden nicht erfasst	Teilbeitrag; für ein Beenden der Einträge reicht eine bloße Minderung nicht aus
Überwachung und Monitoring		Kontrollfunktion	Kontrollfunktion
Verschlechterungsverbot		Kompensatorische Funktion zu den Ausnahmeregelungen	Kein positiver Beitrag zum Beenden der Einträge
Allgemeine Bewertung		Keine spezifische Rechtsfolge, wenn die Ziele nicht erreicht werden; bislang keine effektive Umsetzung der gegebenen Instrumente	Ein Beenden der Einträge ist ohne ergänzende Maßnahmen zurzeit nicht möglich

Bezogen auf die übergreifenden Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie, die eine nachhaltige Wassernutzung und einen stärkeren Schutz sowie die Verbesserung der aquatischen Umwelt insgesamt anstreben, ist festzustellen, dass die Wasserrahmen-Richtlinie für prioritär gefährliche Stoffe sehr weitreichende Ziele formuliert. Solange die EU-weiten Minderungsmaßnahmen an Punktquellen und diffusen Quellen, wie sie Art. 16 Abs. 6 WRRL sowie Art. 7a UQN-RL vorsehen,⁶⁰ nicht die ihnen zugedachte Funktion erfüllen, liegt die Last der Operationalisierung der weitreichenden Zielsetzung letztlich beim „UQN-Konzept“. Es ist daher das zentrale Instrument zur Identifizierung, Begrenzung und Überwachung der Stoffe mit prioritärem Handlungsbedarf, zu denen auch die prioritär gefährlichen Stoffe zählen. Für die-se Stoffe ist auf der Rechtsfolgenseite dann eine Auffächerung möglicher Maßnahmen zu beobachten, die allerdings z.T. keine klaren Konturen aufzuweisen (siehe Abbildung 1). Ins-besondere für die prioritären gefährlichen Stoffe bleibt nach Art. 16 Abs. 6 die Kommission in der Pflicht, weitergehende Maßnahmen vorzuschlagen⁶¹.

Tabelle 2: UQN-Konzept und Minderungsinstrumentarium im Hinblick auf die SMART-Kriterien

Kriterien	UQN-Konzept ⁶²	Minderungsinstrumente des Wasserrechts
S – Simple (einfach)	+	- (das Problem hat viele "Quellen", die Wasserrahmen-Richtlinie erreicht nur manche)
M – Measurable (messbar)	+	+/- Emissionsseitig: soweit es um Emissionen durch Direkteinleiter geht:

⁶⁰ Zu den – durch Art. 7a QUN-RL 2013 stärker konturierten – Koordinierungspflichten auf EU-Ebene siehe Abschnitt 4.1.

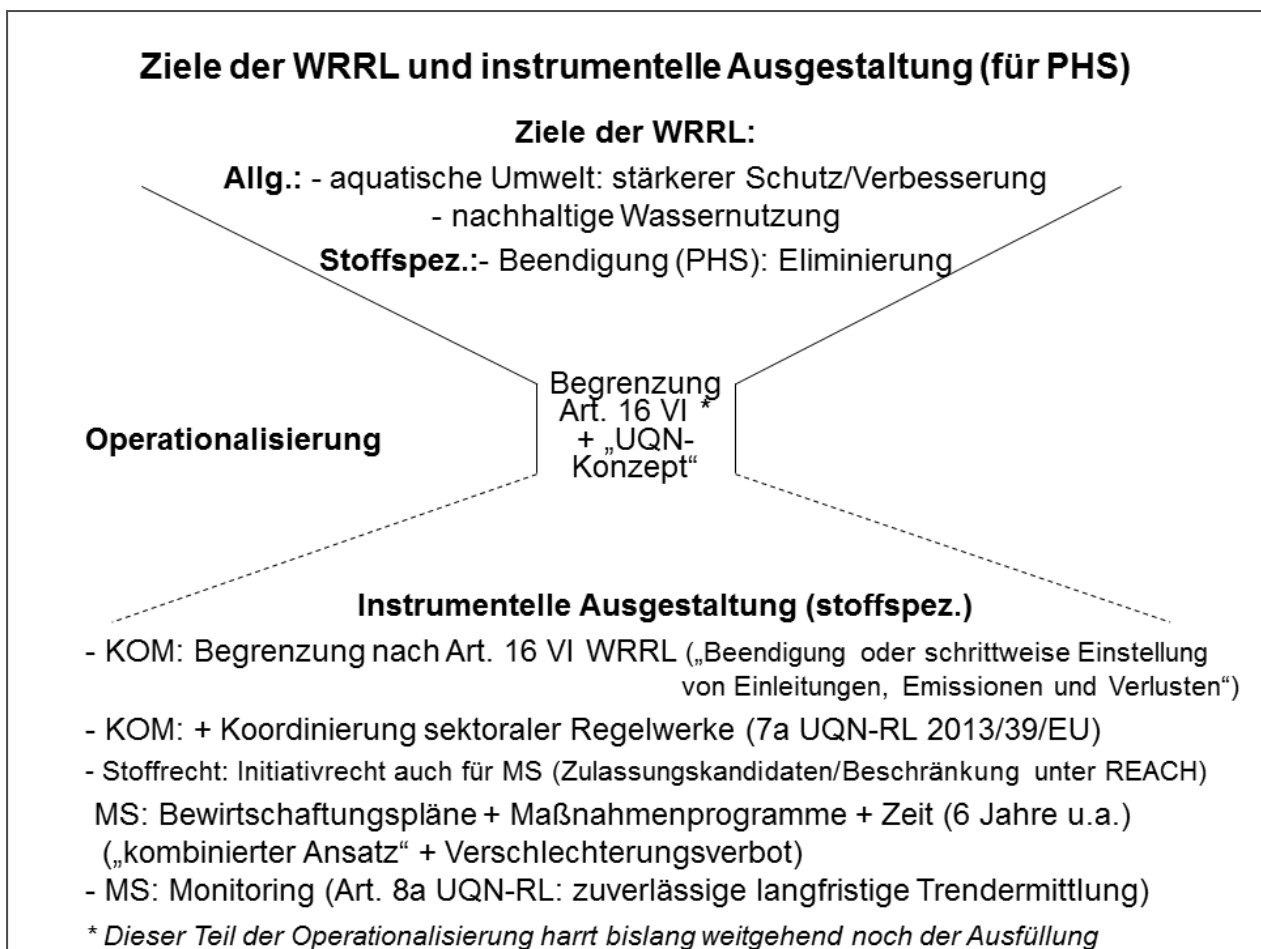
⁶¹ Wesentlich ist hierbei, dass für alle PHS Stoffe bereits stoffrechtliche und technische Vorgaben bestehen, die allerdings nicht ausreichen, um die UQN einzuhalten. Dies zeigt, dass Klärungsbedarf besteht, wie der weitere Handlungsbedarf den Akteuren zugeordnet werden kann.

⁶² Gemeint ist hier der Ansatz, quantifizierte Belastungswerte zu definieren sowie die damit verknüpften Handlungspflichten für die Mitgliedstaaten; siehe Abschnitt 3.1.1.

		+ soweit es um "sonstige Quellen" geht: - + Immissionsseitig: durch Vorgaben zu Monitoring und Bestandsaufnahme gewährleistet, lokale Emissionsminderungen sind im Monitoring von Biota oftmals nicht (sofort) sichtbar, da Biota die Belastungen durch unterschiedliche Quellen integrieren
A – Accessable (erreichbar)	?	? (Beispielstoffe zeigen bestehende Schwierigkeiten auf, die Ziele zu erreichen)
R – Reasonable (vernünftig: geeignet + erforderlich)	-	- (nicht ausreichend, um die übergreifenden Minderungsziele des Phasing-out zu erreichen; siehe Tabelle 1)
T – Timely (zeitlich umsetzbar)	?	- (angesichts der Vielfalt der Quellen und der sozio-ökonomischen Faktoren viele Hemmnisse; dem trägt die Wasserrahmen-Richtlinie mit einer Reihe von Ausnahme-Regelungen Rechnung; Verschlechterungsverbot soll einen weiteren Anstieg verhindern. Sechs-Jahres-Rhythmus für Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne; keine Zeitvorgabe für das Phasing-out. Berichtspflichten der MS nach Art. 15 WRRL sowie der KOM u.a. nach Art. 18 WRRL und Art. 5 Abs. 5, 7a und 8c UQN-RL)

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Abbildung 1: Ziele, Operationalisierung und instrumentelle Ausgestaltung der Wasserrahmen-Richtlinie



Quelle: Eigene Darstellung.

4 Ergänzende Regelwerke

Der europäische Gesetzgeber hat durchaus gesehen, dass die phasing out-Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie allein mit Instrumenten des UQN-Konzeptes (siehe Abschnitt 3.2) nicht zu erreichen sind. Daher hat er nach Art. 16 Abs. 6 die Kommission in Pflicht genommen, entsprechende Maßnahmen vorzuschlagen (siehe Abschnitt 3.1.1). Ferner hat er diese Verpflichtung in der Neufassung der UQN-RL gestärkt (Abschnitt 4.1)⁶³. Aber auch bisher war eine Unterstützung über sonstige Regelwerke vorgesehen, um die Freisetzung von PHS zu minimieren (Abschnitt 4.2), wozu auch Instrumente der Überwachung und des Monitorings (Abschnitt 4.3) gehören.

4.1 Koordinierung mit anderen Regelwerken (Art. 7a)

Die Europäische Kommission hat nach der Neufassung der UQN-Richtlinie (2013/39/EU) stärker auf die Koordinierung mit anderen sektoralen Regelwerken zu achten (Art. 7a für Industriechemikalien im weiteren Sinne, Art. 8c für Arzneimittelwirkstoffe).⁶⁴ Die folgende Darstellung konzentriert sich auf Industriechemikalien.

Für prioritäre Stoffe⁶⁵, die in den Anwendungsbereich der dort genannten Regelwerke (REACH, PS-Mittel, Biozide und Stoffe aus Anlagen nach der IVU- bzw. IE-RL⁶⁶) fallen, formuliert Art. 7a Abs. 1 UQN-RL als Aufgabe der Kommission, im Rahmen der "regelmäßigen Überprüfung von Anhang X" nach Art. 16 Abs. 4 der Wasserrahmen-Richtlinie zu untersuchen, "ob mit den auf Unions- und auf Mitgliedstaatenebene eingeführten Maßnahmen die Umweltqualitätsnormen für die prioritären Stoffe bzw. das Ziel der Beendigung oder schrittweisen Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen gemäß Art. 4 Abs. 1 Lit. a und Art. 16 Abs. 6 [der Wasserrahmen-Richtlinie] erreicht werden." Nach Art. 7a Abs. 2 UQN-RL sind die Ergebnisse der vorgenannten Prüfung Gegenstand der Berichte an das Europäische Parlament und den Rat; dabei hat die Europäische Kommission "gegebenenfalls Vorschläge unter anderem für Begrenzungsmaßnahmen" beizufügen. Ergibt sich aus dem Bericht, "dass zusätzliche Maßnahmen auf Ebene der Union oder der Mitgliedstaaten erforderlich sein könnten, um die Einhaltung der Wasserrahmen-Richtlinie " für einen nach Pflanzenschutzmittel- oder Biozidrecht genehmigten Stoff zu erleichtern, wenden die Mitgliedstaaten oder die Kommission nach Abs. 3 UA 1 die im jeweiligen Regelwerk vorgesehenen Maßnahmen "in Bezug auf den betreffenden Stoff oder Produkte, die diesen Stoff enthalten, an." Gleiches gilt nach Abs. 3 UA 2 für Stoffe, die unter REACH fallen. Hier "leitet die Kommission gegebenenfalls das Verfahren gemäß Art. 59 [Identifizierung als SVHC], Art. 61 [Überprüfung einer bereits erteilten Zulassung] oder Art. 69 [Vorschlag für eine generelle Beschränkung]. Nach Abs. 3 UA 3 "berücksichtigen die Mitgliedstaaten und die Kommission" die jeweils durchzuführenden Risikobewertungen sowie Analysen der sozioökonomischen Auswirkungen und des Kosten-Nutzen-Verhältnisses wie auch die Verfügbarkeit von Alternativen.

⁶³ Siehe hierzu Fußnote 20.

⁶⁴ So formuliert Erwägungsgrund 11: „Im Interesse einer besseren Koordinierung zwischen der Richtlinie 2000/60/EG, 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) und zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe und den entsprechenden sektorenbezogenen Rechtsvorschriften, sollten potenzielle Synergien ausfindig gemacht werden, um zu ermitteln, in welchen Bereichen die im Rahmen der Durchführung der Richtlinie 2000/60/EG gesammelten Daten zur Unterstützung von REACH und anderen einschlägigen Verfahren zur Beurteilung von Stoffen genutzt werden können bzw., umgekehrt, in welchen Bereichen die zum Zwecke der Bewertung von Stoffen im Rahmen von REACH und entsprechenden sektorenbezogenen Rechtsvorschriften erfassten Daten zur Unterstützung der Durchführung der Richtlinie 2000/60/EG, einschließlich der in Artikel 16 Absatz 2 jener Richtlinie umrissenen Priorisierung, genutzt werden können.“

⁶⁵ Dies schließt PHS mit ein.

⁶⁶ Zu den anlagenbezogenen Vorgaben siehe Abschnitt 4.3.1.

4.1.1 Koordinierungsanforderungen

Ausgangspunkt der in Art. 7a UQN-RL formulierten Koordinierungsanforderungen ist nach dessen Abs. 1 eine *Bewertung* durch die europäische Kommission. *Prüfungsmaßstab* ist dabei die doppelte Zielsetzung der Wasserrahmen-Richtlinie, nämlich

- ▶ einerseits die Vorgaben des "UQN-Konzeptes" (siehe Abschnitt 3.2), also die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen,
- ▶ andererseits aber auch das weitergehende Ziel des Phasing-out.

Die Vorschrift bekräftigt zugleich die vorgenannten Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie.

Gegenstand der Prüfung ist die Frage, ob die vorgenannten Vorgaben mit den bereits "eingeführten Maßnahmen" der Union und der Mitgliedstaaten "erreicht werden". Die Prüfung bezieht sich folglich zum einen auf den Status quo, zum anderen beinhaltet sie aber auch einen auf die zukünftige Entwicklung bezogenen Anteil: Die Kommission hat im Wege einer Prognose abzuschätzen, ob die längerfristigen Ziele "erreicht werden".

Über die Ergebnisse dieser Bewertung hat die Kommission gemäß Abs. 2 im Vierjahres-Rhythmus des Art. 16 Abs. 4 der Wasserrahmen-Richtlinie zu berichten. Zeigt die Bewertung des Status quo oder die Prognose der Wirksamkeit der "eingeführten Maßnahmen", dass die materiellen Schutzziele der Wasserrahmen-Richtlinie verfehlt werden,⁶⁷ hat die Kommission "Vorschläge unter anderem für Begrenzungsmaßnahmen" vorzulegen.

Abs. 3 formuliert entsprechende *Handlungspflichten*: Diese richten sich hinsichtlich der Pflanzenschutzmittel und der Biozide sowohl an die Kommission als auch an die Mitgliedstaaten ("wenden [...] an"); im Hinblick auf die von REACH erfassten Stoffe nennt Art. 7a UQN-RL hingegen lediglich die Europäische Kommission als handelndes Organ: Sie leitet – wiederum "gegebenenfalls" – eines der in Art. 7a Abs. 3 UA 2 UQN-RL genannten Verfahren ein, die im Abschnitt 4.2.1 (Seite 79) aufgeführt werden.

Das Art. 7a UQN-RL allein Befugnisse der Kommission benennt bedeutet aber nicht, dass es den Mitgliedstaaten verwehrt wäre, die ihnen – im Unterschied zum früheren Recht – eingeräumten Möglichkeiten⁶⁸ im Rahmen des Zulassungs- oder des Beschränkungsregimes zu nutzen. Wie das Beispiel 4-Nonylphenol (siehe Abschnitt 5.2.3) zeigt, können auch die Mitgliedstaaten (in diesem Beispiel Schweden) entsprechende "Begrenzungsmaßnahmen" auf den Weg bringen.

4.1.2 Klärungsbedarf

Eine klare Rangfolge zwischen den Handlungspflichten der Europäischen Kommission einerseits und den Mitgliedstaaten andererseits ergibt sich damit aus den Vorgaben des Art. 7a UQN-RL nicht. Aus dem koordinierenden, die verschiedenen Regelwerke miteinander verknüpfenden Charakter der Norm ergibt sich vielmehr, dass es darum geht, die in den jeweiligen Regelwerken angelegten Instrumente zum Tragen zu bringen. Den Ausgangspunkt bilden dabei die Schutzziele und Maßnahmen des Wasserrechts mit den darauf bezogenen Verpflichtungen der Mitgliedstaaten (Art. 4 Abs. 1 lit. a WRRL); ist eine Verfehlung der Schutz-

⁶⁷ Auf das Ergebnis dieser Prüfung zielt die Formulierung "gegebenenfalls"; ein Ermessen steht der Kommission dabei nicht zu, wie sich aus den Erwägungsgründen sowie aus der Systematik der neu eingeführten Koordinierungsvorschrift ergibt. Diese wäre überflüssig, wenn – wie in der Vergangenheit – es im ("politischen") Ermessen der Europäischen Kommission stünde, ob sie die Prüfung von Begrenzungsmaßnahmen eröffnet. Die Abwägungskriterien für die Wahl der zu ergreifenden Maßnahmen ergeben sich dann aus den Vorgaben des jeweiligen sektoralen Regelwerkes, wie Art. 7a Abs. 3 UA 3 deutlich macht.

⁶⁸ Siehe für einen Beschränkungsvorschlag der Mitgliedstaaten Art. 69 Abs. 4 REACH; für die Aufnahme in die Kandidatenliste als SVHC Art. 59 Abs. 3 REACH.

ziele zu beobachten, sind auch die stoff- und produktrechtlichen Vorgaben mit den dort vorgesehenen Entscheidungsverfahren zu nutzen, um die schon bestehenden Maßnahmen zu verschärfen, bis sie in der Lage sind, mindestens die UQN zu erreichen (zu dem diesbezüglichen Klärungsbedarf siehe Abschnitt 7.3.3).

4.2 Regulierung der Stoffe an der Quelle über sonstige Regelwerke

Für die Frage, welche Minderungserfolge sich durch die Koordinierung mit sonstigen Regelwerken erzielen lassen, sind die Schutzziele der jeweiligen Regelwerke sowie die dort festgelegten Anforderungen entlang des Lebensweges und im Hinblick auf die Freisetzungspfade, einschließlich der instrumentellen Ausgestaltung zu betrachten. Bezogen auf die Probleme bei der Umsetzung der Minderungsziele in der Wasserrahmen-Richtlinie geht es dabei

1. um die Freisetzungen von PHS aus Punktquellen, die nicht über den Wasserpfad erfolgen und
2. um diffuse Freisetzungen aus Erzeugnissen (geregelt im Stoff- und Produktrecht).

Im Folgenden sind die ergänzenden Regelwerke, ihre Schutzziele und ihre Operationalisierung kurz zu skizzieren, um sodann in Kapitel 5 im Hinblick auf die Beispielstoffe aufzuzeigen, welchen Beitrag Maßnahmen aus den ergänzenden Regelwerken zur Erreichung der Minderungsziele bzw. der Überwachung der Minderungsvorgaben leisten können. Die Ergebnisse der Analyse fassen die jeweiligen Tabellen zusammen (siehe dazu Abschnitte 5.1.3, 5.2.3 und 5.3.3); die Schlussfolgerungen aus dieser Betrachtung finden sich in Abschnitt 5.4.3.

4.2.1 Regulierungsoptionen unter REACH

Für Stoffe, die das Wasserrecht als PHS einstuft, greifen auch die verschiedenen Mechanismen der REACH-Verordnung. Diese sind dem übergreifenden „originären Stoffrecht“ zuzurechnen,⁶⁹ sie greifen gleichzeitig und bislang weitgehend unabhängig vom Wasserrecht.

Zu nennen sind zunächst die Anforderungen, die sich aus dem im Wesentlichen auf Eigen-Verantwortung der wirtschaftlichen Akteure setzenden Registrierungsverfahren ergeben.

Innerhalb der Stoffsicherheitsbeurteilung unter REACH ist die Ermittlung der PBT- bzw. vPvB-Eigenschaften eine eigenständige Aufgabe (REACH Anhang I, Abschnitt 4). Er besteht aus zwei Schritten.

- ▶ Der erste Schritt ist der Vergleich der Stoffeigenschaften mit den Kriterien im Anhang XIII der REACH-VO.
- ▶ Erfüllt ein Stoff die Kriterien, muss eine Emissionsbeschreibung vorgenommen werden. Insbesondere gehören hierzu die Abschätzung der Mengen des in die verschiedenen Umweltkompartimente freigesetzten Stoffes während aller vom Hersteller oder Importeur ausgeführten Tätigkeiten und für alle identifizierten Verwendungen sowie eine Ermittlung der wahrscheinlichen Expositionswege für Mensch und Umwelt (REACH Anhang I, Art. 4.2). Da für PB-Eigenschaften kein PNEC und auch kein auf den Menschen bezogener DNEL abgeleitet werden kann, wird für diese Stoffe bei der Risikobeschreibung keine quantitative, sondern eine qualitative Beurteilung vorgenommen. In ihr wird die Wahrscheinlichkeit beurteilt, dass bei Anwendung des Expositionsszenarios Auswirkungen vermieden werden (REACH Anhang I, Art. 6.5).

Daneben gibt es für PHS unter REACH im Wesentlichen folgende Handlungsmöglichkeiten für hoheitliche Regulierungen, auf die auch Art. 7a Abs. 3 UA 2 UQN-RL verweist:

⁶⁹ Zur Systematik des Stoffrechts siehe Führ, Chemikalien, in: Ehlers/Fehling/Pünder (Hrsg.) Besonderes Verwaltungsrecht Band 2, § 58 Rn. 13.

- ▶ Art. 59 REACH: Auf Initiative der Kommission oder eines Mitgliedsstaates (Abs. 3) lässt sich ein Stoff in die Kandidatenliste aufnehmen (als besonders Besorgnis erregender Stoff [SVHC]),⁷⁰ womit die Möglichkeit gegeben ist, den Stoff in Anhang XIV aufzunehmen und ihn damit der Zulassungspflicht zu unterstellen.
- ▶ Art. 61 REACH: Für den Fall, dass bereits eine Zulassung erteilt wurde, kann die Kommission beschließen, diese „im Rahmen einer Überprüfung zu ändern oder zu widerrufen“. Art. 61 Abs. 5 REACH weist ausdrücklich darauf hin, dass diese Möglichkeit („Kann-Vorschrift“) auch dann besteht, wenn die UQN nach WRRL überschritten sind.⁷¹
- ▶ Art. 69 REACH: Gelangen die Kommission oder auch ein Mitgliedsstaat (Abs. 4) zu der Auffassung, „die Herstellung, das Inverkehrbringen oder die Verwendung eines Stoffes als solchem, in einer Zubereitung oder in einem Erzeugnis [bringt] ein Risiko für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt mit sich, das nicht angemessen beherrscht wird und behandelt werden muss“, so leiten sie ein Beschränkungsverfahren ein. Nach erfolgreichem Abschluss des Verfahrens findet die Beschränkung dann Aufnahme in Anhang XVII der REACH-Verordnung.

Art. 7a Abs. 3 UA 2 UQN-RL weist die Aufgabe, die vorgenannten Initiativen zu ergreifen der Europäischen Kommission zu. Mit der Ausnahme der Überprüfung einer Zulassung haben aber auch die Mitgliedsstaaten das gleiche Initiativrecht, wozu sie allerdings ein Dossier nach Anhang XV der REACH-Verordnung zu erstellen haben, was in der Regel mit erheblichem Aufwand verbunden ist. Das Fallbeispiel Nonylphenol, wo Schweden ein Dossier vorgelegt hat, um Beschränkungen für importierte Erzeugnisse zu erreichen, zeigt aber, dass dieser Weg grundsätzlich gangbar ist⁷².

REACH setzt für besonders besorgniserregende Stoffe das Ziel, sie schrittweise durch geeignete Alternativstoffe oder -technologien zu ersetzen, sofern diese wirtschaftlich und technisch tragfähig sind (so die Zielbestimmung in Art. 55 REACH für die im Rahmen der Zulassungspflicht identifizierten SVHC).

Für Stoffe, bei denen absehbar ist, dass sich UQN innerhalb der von der Wasserrahmen-Richtlinie vorgegebenen Fristen nicht einhalten lassen, lässt sich argumentieren, dass damit zugleich ein „unannehmbares Risiko“ im Sinne von Art. 68 Abs. 1 REACH vorliegt. Denn die UQN definieren – analog zu den PNEC-Werten – die Schwellenwerte, die (bei P- und B-Stoffen: mindestens⁷³) einzuhalten sind, wenn der Nachweis zu führen ist, dass die stoffbedingten Risiken „angemessen beherrscht“ werden. Ist eine UQN-Überschreitung nicht nur in einem Mitgliedsstaat, sondern für mehrere Mitgliedsstaaten absehbar, so ist davon auszugehen, dass es sich um ein Risiko handelt, welches „gemeinschaftsweit behandelt werden muss“; damit liegen dann beide Voraussetzungen für eine neue bzw. verschärfte Beschränkung nach Art. 68 Abs. 1 REACH vor.

⁷⁰ Stoffe, die die PBT- bzw. VPvB-Kriterien nach Anhang XIII der REACH-Verordnung erfüllen, können nach REACH Art. 57 Lit. d und e als besonders besorgniserregende Stoffe identifiziert werden; Stoffe, die zwar solche Eigenschaften aufweisen, aber die Kriterien aus Anhang XIII nicht erfüllen, können unter den Voraussetzungen von Lit. f als „ebenso besorgniserregend“ ebenfalls als SVHC identifiziert werden.

⁷¹ „Werden die Umweltziele des Artikels 4 Absatz 1 der Richtlinie 2000/60/EG nicht eingehalten, so können die Zulassungen, die für die Verwendung des betreffenden Stoffes im maßgeblichen Einzugsgebiet eines Flusses erteilt wurden, überprüft werden.“

⁷² Haupteintragspfad von Nonylphenol in die Gewässer sind offenbar importierte Textilien; deshalb erarbeitete Schweden für diesen Stoff mehrere Anhang XV-Dossiers, u.a. mit folgendem Gegenstand: "Placing on the market of textile clothing, fabric accessories and interior textile articles containing NPE that can be washed in water" (Eintrag im „registry of intentions am 3.8.2012); am 17.6.2014 stimmten die Fach-Ausschüsse der ECHA der Beschränkung zu, allerdings in modifizierter Form und mit einer Übergangsfrist von fünf Jahren (http://echa.europa.eu/view-article/-/journal_content/title/rac-and-seac-agree-on-restriction-and-authorisation-proposals). Siehe dazu auch *Scheuer*, The Phase-Out of Hazardous Substances in Troubled Waters, elni Review 2010, 78 ff.

⁷³ Siehe zu der spezifischen Konstellation in der Risikobeurteilung bei diesen Stoffen Abschnitt 2.3.1

4.2.2 Sonstige Vorgaben des Stoff- und Produktrechts (EU-POP-Verordnung u.a.)

Neben den Mechanismen der REACH-Verordnung gibt es eine Reihe weiterer Regelungen, die relevant sind, wenn es darum geht, die wasserrechtlichen Minderungsziele für PHS zu erreichen. Vor dem Hintergrund der Beispielstoffe sind dabei insbesondere die folgenden Regelungen zu nennen, die ebenfalls primär an den Stoffen und ihren Eigenschaften ansetzen und damit dem originären Stoffrecht zuzurechnen sind:

- ▶ Vorgaben aus der POP-Konvention, innerhalb der EU umgesetzt durch die POP-Verordnung (relevant etwa für den Beispielstoff PFOS; siehe dazu Tabelle 7 auf Seite 97 unter Nr. 3).
- ▶ Vorgaben aus sonstigen Rechtsakten, die Stoffbeschränkungen enthalten (etwa aus parallel zum Gesetzgebungsverfahren der REACH-Verordnung auf der Grundlage der Beschränkungs-Richtlinie verabschiedeten Stoffbeschränkungen, (relevant etwa für den Beispielstoff PFOS; siehe dazu Tabelle 7 auf Seite 97 unter Nr. 3).

Daneben gibt es eine Reihe von produktspezifischen – etwa im Hinblick auf Arznei- oder Pflanzenschutzmittel – Regelungen oder für bestimmte Tätigkeiten (beispielsweise das Ausbringen von sonstigen Stoffen in der Landwirtschaft), die dem „Stoffrecht im weiteren Sinne“ zuzurechnen sind; sie sind jedoch im Hinblick auf die Beispielstoffe nicht relevant und daher hier nicht zu behandeln.

4.2.3 Vorgaben aus dem Industrieanlagenrecht

Soweit Freisetzungen aus Anlagen erfolgen, die dem europäischen Industrieanlagenrecht (vor allem der IVU- bzw. IE-Richtlinie) unterliegen, sind hier die dort verankerten Vorgaben einzuhalten. In materieller Hinsicht gehören dazu die besten verfügbaren Techniken, die vom Betreiber nach Art. 11 Lit. b IR-RL anzuwenden sind und für die nach dem Verfahren des Art. 13 IE-RL BVT-Merkblätter und BVT Schlussfolgerungen zu erlassen sind. Für den Bereich der genehmigungspflichtigen oder auf andere Weise besonders regulierten Anlagen gilt mithin die Vorgabe, Emissionen nach der "besten verfügbaren Technologie" (BAT)⁷⁴ zu vermindern, ein generelles "Phasing-out" der Freisetzung von PHS ist aber nicht vorgeschrieben.

Aus dieser Vorgabe resultieren Umsetzungsverpflichtungen für die Mitgliedsstaaten, die in Deutschland u.a. in der Weise umgesetzt sind, dass gemäß § 7 Abs. 1a BImSchG zu prüfen ist, ob die Vorgaben der einschlägigen Verordnungen zum Bundes-Immissionsschutzgesetz anzupassen sind. Soweit Industrieanlagen direkte „Emissionen“ auf dem Abwasserpfad verursachen, gelten die Vorgaben aus § 57 Abs. 3 ff. WHG. Diese Vorgaben sind – sowohl für den Wasserpfad als auch für andere Freisetzungspfade – für alle drei Beispielstoffe relevant.

4.2.4 Gegenüberstellung der Anforderungen aus den Regelwerken

Eine erste Gegenüberstellung zentraler Parameter findet sich in Tabelle 3 (später geht Kapitel 5 anhand der Beispielstoffe stärker im Detail auf die verschiedenen jeweils geltenden Regelungen ein). Die Gegenüberstellung in Tabelle 3 zeigt, dass die Schutzgüter und Schutzziele zwar auf den jeweiligen Regelungsgegenstand bezogen sind, sich jedoch nicht nennenswert unterscheiden. Dagegen gibt es im Hinblick auf die Operationalisierung der Schutzanforderungen im Bereich der PHS durchaus Unterschiede: Zwar verfolgen – mit Ausnahme des Lebensmittelrechts – die Regelwerke meist einen kombinierten, jeweils die „Quellen“ (Emissionen) und die Einwirkung auf die Schutzgüter („wirkungs- bzw. immissions-seitig“) adressierenden Ansatz, jedoch unterscheidet sich die konkrete Ausgestaltung (technische Vorgaben, etwa nach dem "Stand der Technik", oder verhaltensbezogene Anforderungen, etwa "gute fachliche Praxis") in Abhängigkeit vom jeweiligen Gegenstand und dem grundlegenden Ansatzpunkt der Regulierung. Das „phasing out Gebot“ setzt

⁷⁴ Im deutschen Recht spricht man hier vom "Stand der Technik"; dieser ist im Wasser- und Immissionsschutzrecht in Umsetzung der IVU/IE-Richtlinie wortgleich definiert (siehe § 3 Nr. 11 WHG bzw. § 3 Abs. 6 BImSchG, jeweils ergänzt durch weitere generelle Kriterien in einer Anlage).

die REACH-Verordnung über die Identifizierung von Stoffen mit besonders besorgniserregenden Eigenschaften um, die zunächst als „Kandidaten“ für die Zulassungspflicht gelistet sind, womit bereits Kommunikationspflichten in der Wertschöpfungskette und Auskunftspflichten gegenüber den Verbrauchern einher gehen. Sobald die Stoffe mit Aufnahme in Anhang XIV der Zulassungspflicht unterliegen und die Übergangsfrist abgelaufen ist, dürfen sie nur noch vermarktet werden, wenn für die jeweilige Verwendung eine Zulassung erteilt ist. Vor Erteilung einer Zulassung sind die Substitutionsmöglichkeiten zu prüfen.

Für zugelassene PSM und Biozide geht z.B. die Regulierung der Pflanzenschutzmittel und der Biozide davon aus, dass sich durch die „gute fachliche Praxis“ in der Anwendung der Eintrag in die Umwelt hinreichend begrenzen lässt. Kontrollen durch schriftliche Dokumentation bei den Anwendungen und Feld-Beobachtungen haben gezeigt, dass dies nicht durchweg zutrifft⁷⁵. Vergleichbar wird im Rahmen der Stoffregistrierung unter REACH bei Chemikalien mit industriellen und professionellem Anwendungsgebieten, wie PFOS und 4-Nonylphenol, davon ausgegangen, dass bei Einhaltung der Hinweise für eine sichere Verwendung kein Umweltrisiko besteht. Diese auf den einzelnen Anwender bezogenen Vorgaben schließen aber nicht aus, dass es zu problematischen Umweltbelastungen infolge der Gesamtexposition kommt.

Eine Sonderstellung nehmen die Vorschriften zum Trinkwasser (TW), zu Lebensmitteln (LM) sowie zu Lebensmittel-Kontaktstoffen (LM-KS) ein, die jeweils als alleiniges Schutzziel die menschliche Gesundheit haben. Dementsprechend richten sich die Vorgaben auf Dinge, die der Mensch direkt zu sich nimmt, weil sie darin unmittelbar enthalten sind (TW + LM) oder mittelbar von diesen aufgenommen wurden. Auf diese "Eintragspfade" richten sich dann die rechtlichen Vorgaben in Gestalt von hoheitlichen Vorgaben zu einzelnen Stoffen. Insofern können im Einzelfall im Wasserrecht strengere Schwellenwerte vorliegen, wenn sich in der aquatischen Umwelt empfindlichere Schutzgüter ergeben als die menschliche Gesundheit und umgekehrt⁷⁶.

Dabei gibt es – jenseits Prüf- und Initiativpflichten aus Art. 7a UQN-RL – bislang keine strukturierten Verknüpfungen zwischen dem Wasserrecht und der ergänzenden sektoralen Regelwerken, die wechselseitig eine Abstimmung der Stoffauswahl und der Minderungsinstrumente bis hin zum Monitoring gewährleisten.

⁷⁵ Umweltbundesamt, Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft – Ergebnisse von Untersuchungen des Umweltbundesamtes und Vergleich mit Erkenntnissen der Länder, Dessau, 10. Januar 2006 (unter Verweis auf das Forschungsprojekt „Erfassung des Fehlverhaltens bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln sowie Ableitung von Verbesserungsvorschlägen für die künftige Vollzugstätigkeit im Pflanzenschutzbereich“). Siehe auch Umweltbundesamt, Umweltprobleme in der Landwirtschaft, Texte 28/2015, S. 232 f. mit Verweis u.a. auf Umweltbundesamt (2012h): Organische Umweltchemikalien und Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern.

⁷⁶ Siehe hierzu auch die Ausführungen in Abschnitt 3.2.1.

Tabelle 3: Gegenüberstellung Wasser-, Stoff- und Anlagenrecht (für PHS)

	Wasserrecht	Anlagenrecht (Punktquellen)	Stoffrecht (REACH) + Produkte (allgemein)	Trinkwasser + Lebensmittel; inkl. Kontaktstoffe (LM-KS)
Schutzgüter	Menschliche Gesundheit; Trinkwasser; Fischprodukte; Aquatische Lebensgemeinschaft; Endglieder der aquatischen Nahrungskette	Mensch und Umwelt	Mensch und Umwelt (differenziert in verschiedene „Umweltkompartimente“; siehe Anhang I Nr. 3.0.2)	Mensch TW: hohes Gesundheitsschutzniveau LM-KS: Gefährdung menschlicher Gesundheit
Schutzziele	Schutz und Vorsorge	Schutz und Vorsorge	Schutz und Vorsorge	Schutz (TW auch Vorsorge)
Regelungsgegenstand	Gewässer	Errichtung, Betrieb und Stilllegung von industriellen Anlagen	Industriechemikalien entlang ihres gesamten Lebensweges	"Stoffe" für den menschlichen Gebrauch
Regulierungsansatz	Hoheitliche Bewirtschaftung der Gewässer	Grundpflichten der Betreiber + staatliche Präventivkontrolle und Überwachung	Eigenverantwortung der wirtschaftlichen Akteure, ergänzt um hoheitliche Interventionen	Hoheitliche Definition von Qualitätsstandards + Überwachungsprogramme
Operationalisierung bezgl. PHS	UQN-Konzept Handlungsaufträge für KOM	- Emissionsminderung nach BAT (partiell: Grenzwerte) - Immissionen nach Stand der Wissenschaft (partiell: Grenzwerte)	Registrierung (nach Risikocharakterisierung) + Zulassung / Beschränkung für SVHC (inkl. PBT/vPvB-Stoffe); letzteres auch in Erzeugnissen	TW: Qualitätsparameter: gesundheitsbezogene (grundlegende und vorbeugende) ggf. Abhilfemaßnahmen und Verwendungseinschränkungen
quellenbezogen	Einleitung in Gewässer (mit Eigenüberwachung)	- Emissionsbegrenzung (teilw. kontinuierliche Messungen)	Einhaltung von Expositionsszenarien (aber ohne Überwachung und nur auf einzelne Verwendungen bezogen)	LM-KS: Beschränkungen
wirkungsseitig	UQN + hoheitliches Gewässergüte-Monitoring	Immissionsgrenzwerte - Luftqualitätsmessungen (für „klassische Massenschadstoffe“)	PNEC (aber kein Monitoring)	TW Einwirkung auf menschl. Körper (mit Überwachung)
kombiniert (für PS/PHS)	+	(+) punktuell, soweit vom Regelwerk erfasst	(+) überwiegend eigenverantwortlich, soweit keine Zulassung/Beschränkung	-
Lücken	Operationalisierung der über UQN hinausreichenden Minderungsziele (Phasing-out); Koordinierung lediglich als politischer Handlungsauftrag	kein Phasing-out (aber Minderung nach BAT; z.T. besondere Minimierungspflichten)	Phasing-out: Zulassung/Beschränkung (Initiativrecht: KOM + MS), ansonsten: Minderung (ohne quantitative + zeitliche Vorgaben)	Fokussierung auf Mensch

4.3 Überwachung und Monitoring

In dem Maße, in dem sektorale Regelwerke Beiträge zur Erreichung der Minderungsziele zu leisten imstande sind, ist ergänzend zu den materiellen Minderungsvorgaben durch Überwachungsmechanismen zu gewährleisten, dass die Freisetzung der Stoffe tatsächlich entsprechend der Vorgaben reduziert wird.

4.3.1 Freisetzung aus industriellen Punktquellen

Bei den industriellen Punktquellen ist zu unterscheiden zwischen solchen Anlagen, die besonderen Anforderungen unterliegen, und solchen, bei denen dies nicht der Fall ist. Besondere Vorgaben existieren etwa für genehmigungspflichtige Anlagen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (bzw. IVU/IE-RL).⁷⁷ Diese Pflichten gelten grundsätzlich auch für Stoffe aus Anhang X der Wasserrahmen-Richtlinie, wenngleich diese nur zum Teil durch zwingende rechtliche Vorgaben abgedeckt sind (siehe dazu die Angaben in den Tabellen zu den Beispielstoffen). Bestimmte Punktquellen haben zudem auf der Grundlage des Europäischen Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters nach der PRTR⁷⁸-Verordnung (EG/166/2006) medienübergreifend die Mengen der von ihnen freigesetzten bzw. verbrachten Stoffe auf elektronischem Wege an das Register zu melden.⁷⁹ Für 4-Nonylphenol und Nonylphenoethoxylyate (NP/NPEs) sowie für Quecksilber besteht die Mitteilungspflicht ab einer jährlichen Freisetzung in Gewässer von 1 kg,⁸⁰ wie auf für die meisten anderen PHS. Nicht im PRTR erfasst sind zurzeit folgende PHS: Dicofol, PFOS, Quinoxifen und Hexabromcyclododecane (HBCDD).

Zumindest für die vom Register erfassten Emissionen aus Punktquellen ist damit – unter den in der PRTR-Verordnung definierten Randbedingungen – ein europaweites Monitoring möglich, mit dem sich Minderungserfolge dokumentieren und der Bedarf für zusätzliche Maßnahmen erkennen lassen. Allerdings ist darauf zu achten, dass die Emissionsmengen, ab denen die Berichtspflicht nach der PRTR-Verordnung greift, mit den – ggf. später abgesenkten – UQN korrespondieren.⁸¹

4.3.2 Freisetzung aus Erzeugnissen und sonstigen diffusen Quellen

Nach 3 c) PRTR-Verordnung (EG/166/2006) enthält das Europäische PRTR auch Informationen über "Freisetzungen von Schadstoffen aus diffusen Quellen⁸² gemäß Art. 8 Abs. 1, sofern entsprechende Angaben verfügbar sind." Diese Verpflichtung zielt nach Erwägungsgrund 11 explizit auf eine "Verringerung der Verschmutzung".⁸³ Da bereits absehbar war, dass es hier zu erheblichen Datenlücken kommen wird, enthält

⁷⁷ Siehe dazu die Darstellung bei den Beispielstoffen in Kapitel 5.

⁷⁸ European Pollutant Release and Transfer Register; siehe dazu unter www.thru.de,

⁷⁹ Das deutsche Schadstoffregister ist über www.thru.de zugänglich (Stand 24.01.2015).

⁸⁰ PFOS ist im PRTR nicht erfasst; Lediglich einige perfluorierte Kohlenwasserstoffe aus dem Montreal-Protokoll (PFKW: berechnet als Gesamtmenge der perfluorierten Kohlenwasserstoffe: Summe von CF₄, C₂F₆, C₃F₈, C₄F₁₀, c-C₄F₈, C₅F₁₂ und C₆F₁₄) sind mitteilungsspflichtig ab einer jährlichen Freisetzung in die Luft ab 100 kg/Jahr; eine Mitteilungspflicht für die Freisetzung dieser Stoffe in Gewässer besteht nicht.

⁸¹ Auf diesen Punkt weist die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe zutreffend hin (Fn. 9), S. 23.

⁸² Siehe dazu die Begriffsbestimmung in Art. 2 Nr.12 PRTR-Verordnung (EG/166/2006); „diffuse Quellen“ sind danach "die zahlreichen kleinen oder verteilten Quellen, aus denen Schadstoffe in Boden, Luft und Wasser freigesetzt werden können, deren kombinierte Wirkung auf diese Medien erheblich sein kann und für die es nicht praktikabel ist, einen Bericht zu jeder einzelnen Quelle einzuholen.

⁸³ Erwägungsgrund 11 lautet: "Gegebenenfalls muss die Berichterstattung über Freisetzungen aus diffusen Quellen noch verbessert werden, um es den Entscheidungsträgern zu ermöglichen, diese Freisetzungen in einem größeren Zusammenhang zu sehen und sich für die wirksamste Lösung zur Verringerung der Verschmutzung entscheiden zu können."

Art. 8 Abs. 3 die Möglichkeit für die Kommission, im Komitologie-Verfahren die "erforderlichen Maßnahmen" zur Schließung der Datenlücke zu ergreifen.⁸⁴

In das PRT-Register sollen damit grundsätzlich auch Freisetzungen von Schadstoffen aus diffusen Quellen Eingang finden, allerdings gilt dies nach dem deutschen Umsetzungsgesetz nur für solche Daten, „die in angemessener räumlicher Detaillierung bei den zuständigen Bundes- und Landesbehörden vorhanden sind und deren Aufnahme in das Register praktikabel ist“ (§ 2 Abs. 2 Nr. 5 PRTRG).

Klärungsbedürftig wäre, ob und in welcher Weise sonstige Freisetzungen zu integrieren wären. Denkbar wäre etwa, den Einsatz von Stoffen in Erzeugnissen zu erfassen, um so für die Freisetzung in der Gebrauchs- und Nachgebrauchsphase bessere Datengrundlagen zu erhalten.⁸⁵ Dabei ist auch der Frage nachzugehen, inwieweit sich dies mit der "Nachmarkt-Kontrolle" zur Überwachung von Stoffverboten und Produkthanforderungen (soweit vorhanden oder zukünftig erlassen) verknüpfen lässt. Denn es ist – wie die zahlreichen Meldungen im europäischen RAPEX-System zeigen – nicht ohne weiteres davon auszugehen, dass die Vorgaben durchweg Beachtung finden. Zu prüfen wäre etwa, für PHS-Meldepflichten für Stoffe in Erzeugnissen (mit besonderem Augenmerk auf importierte Erzeugnisse?) einzuführen.

Eine Verknüpfung mit dem Stoff- und Produktrecht der EU auch im Hinblick auf das Monitoring bedarf daher weiterer Prüfung.

4.3.3 Monitoring nach der EU-POP-Verordnung

Die Stockholm-Konvention setzt die Europäische Union in der POP-Verordnung (Nr. 850/2004⁸⁶) um. Deren Art. 12 Abs. 2 legt fest: „Die Mitgliedstaaten übermitteln der Kommission jährlich statistische Daten über den tatsächlichen oder geschätzten Gesamtumfang der Herstellung und des Inverkehrbringens aller in Anhang I oder II aufgelisteten Stoffe.“ Dabei stützen sich die Mitgliedsstaaten auf die Berichtspflicht für POP-Emissionen, die mittlerweile in der PRTR-Verordnung geregelt sind. Inventare der Stoffeinsatzmengen und der Emissionen werden in den nationalen Umsetzungsplänen dokumentiert (National Implementation Plans), die öffentlich zugänglich sind und regelmäßig (alle 5 Jahre) überarbeitet werden. Emissionsdaten für ausgewählte Anlagen werden im Rahmen der PRTR-Verordnung erhoben und veröffentlicht.

Deutschland ratifizierte die POPs-Abkommen und das POPs-Protokoll mit dem „POPs-Gesetz“.⁸⁷ Die nationalen Umsetzungsmaßnahmen liegen in den Händen der Bundesländer, die entsprechende Zuständigkeitsregelungen⁸⁸ zu treffen haben. Ein nationales Emissionsinventar für das Bezugsjahr 2004 findet sich in einer vom Umweltbundesamt in Auftrag gegebenen Studie⁸⁹: Grundlage dafür sind u.a. die Emissionserklärungen der Industrieanlagen. Die Emissionen der Sektoren Haushalte und übrige Kleinverbraucher, Transport und Verkehr sowie offene Verbrennung stützen sich ausschließlich auf eine Monte Carlo Simulation.

⁸⁴ Art. 8 Abs. 3 PRTR-VO lautet: "Stellt die Kommission fest, dass keine Daten über die Freisetzung aus diffusen Quellen existieren, ergreift sie die erforderlichen Maßnahmen nach dem in Artikel 19 Absatz 2 genannten Verfahren, um für eine Berichterstattung über die Freisetzung relevanter Schadstoffe aus einer oder mehreren diffusen Quellen zu sorgen, und stützt sich dabei gegebenenfalls auf international anerkannte Verfahren."

⁸⁵ Siehe dazu Abschnitt 7.1.2.

⁸⁶ Zuletzt geändert durch Verordnung (EU) Nr. 1342/2014 vom 17. Dezember 2014 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 über persistente organische Schadstoffe hinsichtlich der Anhänge IV und V (ABl. L 363 vom 18.12.2014, S. 67).

⁸⁷ Gesetz zu dem Stockholmer Übereinkommen vom 23. Mai 2001 über persistente organische Schadstoffe (POPs-Übereinkommen) und dem Protokoll vom 24. Juni 1998 zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend persistente organische Schadstoffe (POPs-Protokoll), BGBl. 2002 Teil II, Seite 803.

⁸⁸ Siehe etwa in Brandenburg den Runderlass 06/05/04 des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung vom 06.10.2004, Amtsblatt Brg. Nr. 45 vom 17.11.2004.

⁸⁹ UBA-Texte 01/08 (2008): Nationaler Durchführungsplan unter dem Stockholmer Abkommen zu persistenten organischen Schadstoffen (POPs).

4.3.4 Monitoring im Rahmen der REACH Verordnung

Die REACH-Verordnung enthält keine direkten Verpflichtungen für Unternehmen oder Behörden zu einem einzelstoffbezogenen Monitoring. Für besonders besorgniserregende Stoffe, die im Anhang XIV genannt sind, besteht ein Verbot des Inverkehrbringens und der Verwendung gemäß Art. 58 REACH. Ausnahmen hiervon erfordern die Erteilung einer Zulassung gemäß Art 60 REACH. Hierbei hat der Antragsteller zu zeigen, dass die mit der beantragten Verwendung verbundenen Risiken angemessen beherrscht werden (Art. 60 Abs. 2 REACH) bzw. die Voraussetzungen aus Art. 60 Abs. 4 vorliegen, wozu u.a. die „Angemessenheit und Wirksamkeit der vorgeschlagenen Risikomanagementmaßnahmen“ darzulegen sind.

Dabei sind alle zum Zeitpunkt der Entscheidung bekannten Einleitungen, Emissionen und Freisetzungen zu berücksichtigen, einschließlich der Risiken im Zusammenhang mit einer diffusen oder weit verbreiteten Verwendung. Für besonders besorgniserregende Stoffe führt der Erwägungsgrund 70 aus, dass für alle Stoffe, für die eine Zulassung erteilt wurde, stets Maßnahmen zu treffen sind, „um die Exposition und die Emissionen so weit als technisch und praktisch möglich zu reduzieren, um die Wahrscheinlichkeit schädlicher Auswirkungen möglichst gering zu halten. Maßnahmen zur Gewährleistung angemessener Kontrollen sind in jedem Stoffsicherheitsbericht anzugeben.“ Dementsprechend sind nach Art. 60 Abs. 9 Lit. f REACH auch „etwaige Überwachungsregelungen“ Bestandteil des Zulassungsbescheides.

Über diese Ausführungen hinaus finden sich keine Vorgaben für ein stoffbezogenes Monitoring in REACH. Im Rahmen eines Forschungsvorhabens zur wirksamen Kontrolle von besonders besorgniserregenden Stoffen im Rahmen der Zulassung von REACH sind hier Konkretisierungen und Ergänzungen vorgeschlagen worden (Führ et al. 2011). Das Gutachten empfiehlt, in den Zulassungsbescheid Verpflichtungen zu folgenden Punkten aufzunehmen:

- ▶ Beschreibungen, Emissionsabschätzungen und Massenbilanzen für die Punktquellen und diffuse Quellen;
- ▶ Überwachung und Monitoring der Einsatzmengen, der freigesetzten Mengen in die Umweltmedien und der Konzentrationen in den Umweltmedien für die Dauer der Zulassung.

Der Antragsteller auf Zulassung kann diese Angaben auch gemeinsam mit anderen Antragstellern erstellen oder Dritte, z.B. einen Verband, mit der Durchführung betrauen. Das Monitoring-Programm sollte möglichst so gestaltet werden, dass es schon bestehende Monitoring-Programme auf nationaler und europäischer Ebene unterstützt. Ein Vorschlag für die Ausgestaltung des Monitorings findet sich ebenfalls in dem Gutachten (Führ et al. 2011, Kap. 8).

4.4 Fazit

Festhalten lässt sich damit, dass bestimmte Anlagen emissionsseitig eine Minderung nach der "besten verfügbaren Technologie" (BAT) vorzunehmen haben, ein generelles "Phasing-out" gehört aber bislang nicht zum Regelungsprogramm des Anlagenrechts. Hingegen greifen hier die Meldepflichten für das Europäische PRTR, damit lassen sich Minderungserfolge an (größeren) Punktquellen dokumentieren, allerdings nur insofern als die PHS in die Liste der meldepflichtigen Stoffe aufgenommen wurden

Für diffuse Quellen vor allem aus kleineren Anlagen und sonstigen Einträgen (etwa aus Stoffen und Produkten, einschließlich deren Einsatzes in der Landwirtschaft) gibt es Berichts- und Initiativpflichten für die Europäische Kommission (etwa aus Art. 16 Abs. 6 WRRL und seit 2013 auch aus Art. 7a UQN-RL) und unter REACH auch Initiativmöglichkeiten für die Mitgliedsstaaten (Etablierung einer Zulassungspflicht für besonders besorgniserregende Stoffe sowie generelle Stoffbeschränkungen, wovon für die Beispielstoffe auch bereits Gebrauch gemacht wurde). Derzeit gibt es aber keine strukturierte Verknüpfung zwischen Wasserrecht und Stoffrecht (z.B. keine regulatorische Vorgabe, die gewährleistet, dass nach der Aufnahme eines Stoffes in die Liste der PHS ein Beschränkungs-/Zulassungsprozess unter REACH eingeleitet wird). Auch sind

Überwachung der Freisetzungsquellen und immissionsseitiges Monitoring in anderen Umweltmedien bislang nicht systematisch miteinander verknüpft.

Eine durch Rechtsnormen unmittelbar verbindlich vorgegebene Koordinierung dergestalt, dass für Minderung der Freisetzung von PHS aus diffusen Quellen materielle Beiträge (und deren Überwachung, etwa durch ein – noch zu schaffendes – Monitoring-System in der Landwirtschaft) geleistet werden, lässt sich bezogen auf die nachfolgend darzustellenden Beispielstoffe, aber auch in genereller Perspektive nicht feststellen.

5 Beispielstoffe

Dieses Kapitel erläutert anhand von drei Beispielstoffen (PFOS, 4-Nonylphenol und Quecksilber), inwieweit die gegebenen wasserrechtlichen Instrumente (Kapitel 3) und die Vorgaben anderer Regelwerke (Kapitel 4) bisher

- ▶ zur Einhaltung der UQN⁹⁰ und
- ▶ zur schrittweisen Einstellung der Stoffe führen und
- ▶ wo welche Schwierigkeiten vorliegen, das Minimierungsziel für PHS zu erreichen.

Dies erfolgt für jeden Beispielstoff in Form von drei Tabellen.

1. Die **erste Tabelle** stellt dar,

- ▶ in welchen Konzentrationen der Stoff in den Gewässern vorliegt,
- ▶ ob ein Trend zur schrittweisen Einstellung bei den Beispielstoffen zu beobachten ist oder
- ▶ ob die Datenlage eine entsprechende Aussage nicht zulässt.

Untersuchungsziel dieser Tabellen ist, den Ist-Zustand der Minimierung bezogen auf den spezifischen Stoff zu beschreiben um

- f) mögliche Defizite in der Umsetzung des Ziels „Einhaltung der UQN“
- g) mögliche Defizite in der Umsetzung, die Einträge in die Gewässer zu beenden und
- h) mögliche Defizite in der Umsetzung der Überwachung und des Monitorings

zu erkennen.

2. Auf dieser Grundlage untersucht die **zweite Tabelle aus der Perspektive des Wasserrechts**, inwieweit bei den drei Stoffen eine Minimierung über die verschiedenen Eintragspfade in das Wasser erfolgt anhand der Fragestellung

- ▶ welche Vorgaben zur Reduzierung der Eintragspfade existieren (qualitativ und quantitativ) und
- ▶ wie die Umsetzung und Überwachung der Maßnahmen erfolgt.

Untersuchungsziel dieser Tabelle ist, den Ist-Zustand bei der Regulierung der Eintragspfade zu beschreiben, um in Abhängigkeit zu den Ergebnissen der ersten Tabelle zu klären, ob

- a) operative Umsetzungsdefizite der Mitgliedsstaaten vorliegen,
- b) die schrittweise Einstellung der Einträge alleine über die Regulierung der Eintragspfade zu erreichen ist und/oder
- c) ob es bereits Defizite in der Identifizierung der Eintragspfade gibt (Erstellung der Inventories).

3. Die **dritte Tabelle** betrachtet jenseits der Perspektive des Wasserrechts die Regulierung an der **Freisetzungsquelle**. In Abhängigkeit der Stofffreisetzung (Prozesse, Produkte und/oder geogene Quellen) beschreibt die Tabelle,

- ▶ inwieweit bereits Vorgaben vorliegen, den Stoff an der Quelle zu regeln und
- ▶ wo es bisher Defizite gibt oder weiterer Untersuchungsbedarf besteht.

⁹⁰ Die In Überschreitungen der UQN sind in rot, die Unterschreitungen in grün dargestellt.

Untersuchungsziel dieser Tabelle ist, den Ist-Zustand bei der Regulierung der Freisetzung dieser Stoffe an der Quelle zu beschreiben, um in Abhängigkeit zu den Ergebnissen der ersten beiden Tabellen zu klären, wo weitere stoffspezifische Maßnahmen auf EU-Ebene notwendig sind, um den Eintrag der Stoffe in die Gewässer schrittweise einzustellen. §§ Die dritte Tabelle benennt jeweils auch die wichtigsten Vorgaben, die sich aus der IVU- bzw. IE-Richtlinie in Gestalt von BVT-Merkblättern oder BVT-Schlussfolgerungen ergeben. Diese weisen einen medienübergreifenden Charakter auf. Ihre wasserbezogenen Vorgaben lassen sich dem Wasserrecht zuordnen; der regulatorische Anknüpfungspunkt liegt jedoch bei den jeweiligen industriellen Prozessen. Die daraus entstehenden „Industrieemissionen“ sind regulatorisch an den Begriff der „Anlagen“ als der Quelle der Stofffreisetzung geknüpft. Dementsprechend sind die daraus resultierenden Vorgaben der dritten Tabelle zugeordnet.

5.1 PFOS

PFOS ist als toxischer persistenter und bioakkumulativer Stoff wasserrechtlich als PHS eingestuft. Gemäß der CLP-Verordnung ist PFOS eingestuft als akut toxisch, Kategorie 4, beim Verschlucken und Einatmen (H302 und H 332); als krebserregend Kategorie 2 (H 351); als reproduktionstoxisch, Kategorie 1, zusätzlich mit Wirkungen auf oder über das Stillen (Laktati-on) (H372); und als gewässergefährdend chronisch Kategorie 2, aufgrund der Giftigkeit für Wasserorganismen mit langfristiger Schadwirkung (H411). Er ist als persistenter organischer Schadstoff in die POP-Konvention aufgenommen worden.

Wesentliche Senken für PFOS sind Klärschlämme und Sedimente. Aus ihnen kann PFOS zeitlich verzögert wieder freigesetzt werden.

In der UQN-RL von 2013 ist er in Art. 8b gelistet als „bestimmter Stoff“, der sich wie ein ubiquitär vorkommender PBT-Stoff verhält.

Die wichtigsten regulatorischen Maßnahmen sowie die entsprechenden Monitoringvorgaben fasst Tabelle 4 zusammen (für Einzelheiten siehe auch die folgenden Tabellen).

Tabelle 4: Regulierung und Monitoring von PFOS

Regulierung	Monitoring
WRRL: PHS seit 2013 (Anhang III seit 2008) UQN nach Art. 3 Abs. 1a ii) UQN-RL: anzuwenden „ab dem 22. Dezember 2018, um bis zum 22. Dezember 2027 einen guten chemischen Zustand der Oberflächengewässer in Bezug auf diese Stoffe zu erreichen und eine Verschlechterung des chemischen Zustands der Oberflächengewässer in Bezug auf diese Stoffe zu verhindern“; vorläufiges Maßnahmenprogramm: 22. Dezember 2018; endgültiges Maßnahmenprogramm „bis zum 22. Dezember 2021 zu erstellen und wird so rasch wie möglich nach diesem Datum, spätestens jedoch bis zum 22. Dezember 2024, durchgeführt und vollständig in die Praxis umgesetzt.“	Nach den Vorgaben der WRRL flussgebietsbezogen und im Rahmen der zu erstellenden Überwachungsprogramme nach Art. 3 Abs. 1a ii) Satz 2 UQN-RL: Mitgliedstaaten erstellen „bis zum 22. Dezember 2018 ein zusätzliches Überwachungsprogramm“
POP-Verordnung: POP seit 2009, Anlage B beschränkend → Ausnahmen Siehe Tabelle 7	Mitgliedstaaten übermitteln der Kommission jährlich statistische Daten über den tatsächlichen oder geschätzten Gesamtumfang der Herstellung und des Inverkehrbringens aller in Anhang I oder II aufgelisteten Stoffe.
RL 2006/122/EG: Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung von PFOS; Umgesetzt im Anhang, Abschnitt 32 zu § 1 ChemVerbotsV	Durch Behörden der Mitgliedsstaaten im Rahmen der Nachmarktkontrolle

IVU-Richtlinie: Erwähnung in BREF zur Galvanik Galvanik⁹¹

PRTR: PFOS ist nicht gelistet
Eigenüberwachung auf der Basis der Einleite-be-scheide. Anhänge zur Abwasserverordnung

Quelle: eigene Zusammenstellung.

5.1.1 Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie: PFOS

Dieser Abschnitt stellt anhand ausgewählter Messdaten dar, in welchen Konzentrationen PFOS in den Gewässern und in Biota vorliegt und welche Trends auf der Grundlage der Daten zu beobachten sind.

Für die Konzentrationen in Oberflächengewässern wurden Messdaten aus drei Quellen verwendet:

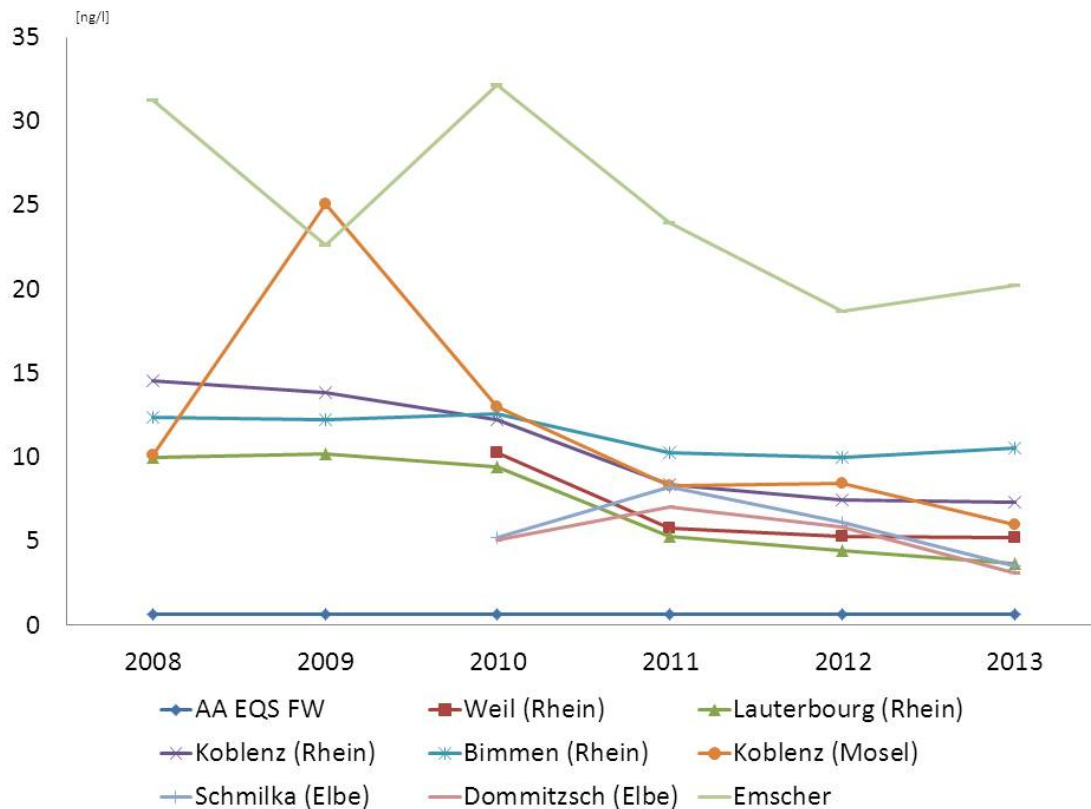
- ▶ Daten der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR). Diese Daten stammen von Messungen am Rhein und Daten von einer Messstelle der Mosel am Zulauf zum Rhein. Die Zeitperiode von 2008 bis 2013 wurde ausgewertet.
- ▶ Daten des Fachinformationssystem (FIS) der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe. Hier standen Daten für Messstellen in der Elbe von 2010 bis 2013 zur Verfügung. Ausgewertet wurden die Messstellen Schmilka und Dommitzsch.
- ▶ Daten zu verschiedenen Messstellen in Nordrhein-Westfalen, die vom Datenportal des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) NRW zur Verfügung gestellt wurden.

Darüber hinaus gibt es zu PFOS eine Vielzahl weiterer Messungen, die im Rahmen des Projektes allerdings nicht systematisch erfasst und verglichen werden sollten.

Die Jahresmittelwerte der Gewässerproben sind in der folgenden Abbildung in der Zeitperiode von 2008 bis 2013 für einzelne Messstellen graphisch dargestellt. In der Darstellung nicht mit angegeben sind die Nachweisgrenzen, diese können den Daten der IKSR und dem FIS entnommen werden. Der Wert an der Messstelle Koblenz Mosel 2009 ist auf zwei hohe Konzentrationen (bezogen auf die UQN) (110 ng/l und 50 ng/l) zurückzuführen, für die Emscher lagen für 2011 nur 4 Messwerte, für 2010 5 Messwerte, 2009 drei Messwerte und für 2008 vier Messwerte vor.

⁹¹ Siehe http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_galvanik_vv.pdf. Hier wird ausgeführt, dass es beste verfügbare Technik ist, bei PFOS den Einsatz durch Kontrolle der Zugabe zu minimieren, und Dämpfe zu minimieren.

Abbildung 2: Darstellung der Jahresmittelwerte von PFOS in ng/l an einzelnen Messstellen in dem Zeitraum zwischen 2008 und 2013.



Quelle: eigene Zusammenstellung.

Festzustellen ist, dass für PFOS die AA UQN für Oberflächengewässer an allen ausgewerteten Messstellen überschritten ist. Da PFOS erst seit 2013 PHS ist, sind in diesem Zeitraum über das Wasserrecht auch keine Reduzierung der Einträge zu erwarten. Allerdings unterliegt PFOS zahlreichen weiteren Beschränkungen und ist seit 2009 POP (siehe hierzu Abschnitte 5.1.2 und 5.1.3), die aber bisher zu keiner schrittweisen Einstellung geführt haben. Je nach Messstelle gibt es durchaus deutliche Konzentrationsunterschiede, teilweise liegen die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die höchsten Konzentrationen verzeichnen Emscher und die Messstelle Bimmen (Rhein), was wiederum auf die hohen Konzentrationen in der Emscher zurückzuführen sein kann.

Für die Konzentrationen von PFOS in Biota gibt es wesentlich weniger repräsentative Messwerte als für die Konzentrationen in Oberflächengewässern. In den für die Oberflächengewässer ausgewerteten Datenquellen waren keine Biota-Werte für PFOS vorhanden. Deshalb wurden Ergebnisse der systematischen Erfassungen der PFOS-Belastung in archivierten Fischproben der Umweltprobenbank genutzt. Diese Messdaten waren über einen langen Zeitraum unter vergleichbaren Bedingungen erhoben worden und bilden daher eine belastbare Grundlage für Aussagen zur Belastungsentwicklung. Für die Auswertung standen zwei Quellen zur Verfügung: Eine Veröffentlichung zu perfluorierten Verbindungen in archivierten Fischproben (Theobald et al. 2011) und eine Zusammenstellung zu Gehalten in Fischproben im Vergleich zur UQN, die Daten aus dem Jahr 2013 berücksichtigte. (Koschorreck et al. 2014).

In einem retrospektiven Monitoring wurden die Belastungen von Fischen mit per- und polyfluorierten Chemikalien in verschiedenen deutschen Flüssen und Küstengebieten der Nord- und Ostsee für den Zeitraum von 1995 – 2010 untersucht (Theobald et al. 2011). PFOS konnte in allen Proben bei der Brasse in hohen Konzentrationen gefunden werden, die bei vielen Messungen deutlich oberhalb der Umweltqualitätsnorm

Biota (von 9,1 µg/kg Frischgewicht) lagen. Bei Muskulaturproben wurden Konzentrationen von 5 – 80 µg/kg Frischgewebe (FG) gefunden. In der Leber wurden Konzentrationen von 60 – 450 µg/kg FG gefunden. Bei einer anderen Fischart (Aalmutter) aus Küstengebieten waren die PFOS-Konzentrationen wesentlich geringer, aber noch deutlich messbar. Es wurden Konzentrationen im Bereich von 4 – 15 µg/kg Frischgewebe gemessen, die damit zum Teil ebenfalls höher waren als die Umweltqualitätsnorm.

Messdaten zu PFOS in Fischgewebe aus dem Jahre 2013 zeigen, dass an 12 von 18 Probennahmenflächen die Umweltqualitätsnormen überschritten wurden (Koschorreck 2014).

Bei den Biotawerten wurde im retrospektiven Monitoring an den meisten Probennahmenflächen ein deutlich abnehmender Trend der PFOS-Konzentrationen beobachtet. Er beginnt bei einigen Probenahmeflächen bereits 1997. Bei den meisten Stellen beginnt der Abwärtstrend aber über ein Maximum zwischen den Jahren 2000 und 2005. Bei den vier Rhein-Proben ist keine einheitliche Tendenz zu beobachten. An drei der vier Standorte ist eine Abnahme zu sehen, an einer Probenstelle (Weil) nimmt die Konzentration bis in den Abschlusszeitraum der Studie (2008 – 2010) zu. An den Probennahmestellen der Donau ist der abnehmende Trend am deutlichsten zu sehen (in den Leberproben, mit Messbeginn 2003). Insgesamt überwiegt bei den PFOS-Konzentrationen in den beprobten Fischen ein abnehmender Trend in den letzten Jahren (siehe die nachfolgende Abbildung).

Abbildung 3: PFOS-Gehalte in archivierten Fischproben. Trends der Belastung in Muskel- und Lebergewebe im Zeitraum von 1995 – 2015. Quelle: Koschorreck et al. 2014

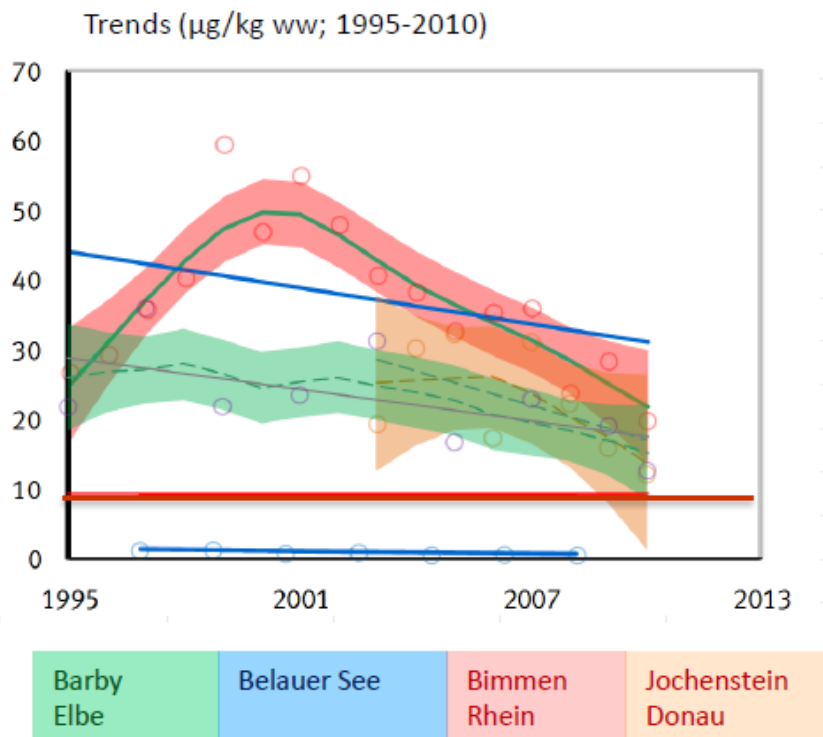


Tabelle 5 beschreibt auf der ausgewerteten Datengrundlage den Ist-Zustand der Gewässerbelastung und der Biotabelastung mit PFOS – verglichen mit der Umweltqualitätsnorm der Wasserrahmen-Richtlinie.

Tabelle 5: Darstellung der erreichten Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie für PFOS

I. Ziele der WRRL	Ist-Zustand [Monitoring]	Defizite
-------------------	--------------------------	----------

<p>UQN eingehalten UQN_{Biota hh} 9,1 µg/kg AA UQN_{Süßwasser} 0,65 ng/l MAC UQN_{Süßwasser} 36 µg/l</p> <p>*</p>	<p>AA UQN_{Süßwasser}: für Elbe und Rhein in den ausgewerteten Daten (2008 – 2013) deutlich überschritten. Für PFOS sind die UQN Biota an mehreren Messstellen überschritten. Fischproben der Umweltprobenbank zeigen für das Jahr 2013 Überschreitungen an 12 von 18 Messstellen (Koschorreck 2014).</p>	<p>Werte teilweise derzeit erheblich überschritten, starke regionale Unterschiede, Die Nachweisgrenze für PFOS liegt oberhalb der AA UQN für die Wasserphase. Die Bestimmungsgrenzen sind an und in den einzelnen Messstellen unterschiedlich. So variiert die Bestimmungsgrenze beispielsweise zwischen 10 ng/l und 1 ng/l. In den Datenbanken liegen keine Biota-Werte vor, Biota-Werte sind nur über die Umweltprobenbank verfügbar</p>
<p>Schrittweise Einstellung (→ 0)</p>	<p>Kein eindeutiger Trend in der Wasserphase zu beobachten, dies ist allerdings teilweise auf die Nachweisgrenze zurückzuführen. Die Messdaten IKS, Messdaten FIS (8 Messstellen, s. Abb. 2) lassen für die Mehrzahl der Messstellen einen abnehmenden Trend erkennen. Allerdings liegen die gefundenen Werte deutlich über dem AA UQN_{Süßwasser} Messungen der Umweltprobenbank für Biota (Theobald et. al. 2011) zeigen in Elbe und Donau deutliche abnehmende Konzentrationen. Für den Rhein ist dieser Trend noch nicht so deutlich.</p>	<p>Kein Einstellen von PFOS Einleitungen, Emissionen oder Verluste in die Gewässer zu beobachten.</p>

Die Daten zeigen, dass das erste Ziel, die Umweltqualitätsnorm für PFOS einzuhalten, an den meisten Messstellen derzeit nicht erreicht wird.

Im zweiten Teil der Tabelle geht es um die Zielsetzung, die Einleitungen, Emissionen und Verluste von PFOS in die Gewässer schrittweise einzustellen. Hier ist festzustellen, dass sowohl bei den Konzentrationen in den Oberflächengewässern als auch bei den Biota-Werten an den meisten Messstellen bzw. Probenahmeflächen abnehmende Trends der Konzentrationen festzustellen sind. Sie sind im Wesentlichen auf die wesentlichen Verringerungen der Produktion und Verwendung von PFOS seit 2002 zurückzuführen. Allerdings zeigen die Messdaten auch, dass sich die Trends an einigen Messstellen in den letzten Jahren verlangsamt haben. Zudem liegen die Konzentrationen nach wie vor um ein Vielfaches über den Umweltqualitätsnormen. Auf der Grundlage dieser Messdaten ist nicht absehbar, ob und wann die Umweltqualitätsnormen erreicht werden können. Es ist davon auszugehen, dass auch, wenn die Bewirtschaftungspläne die noch vorhandenen Einträge von PFOS reduzieren, erhebliche PFOS-Depots in Sedimenten und Klärschlämmen vorliegen, aus denen PFOS über lange Zeiträume freigesetzt werden kann.

Die Diskussionen zum Stand der Erreichung der Minimierungsziele der Wasserrahmen-Richtlinie bei PFOS auf dem Fachworkshop haben zwei weitere Gesichtspunkte deutlich werden lassen.

Zum einen sind in Deutschland Monitoring-Aktivitäten zu PFOS (und anderen PHS) der einzelnen Überwachungsbehörden je nach Bundesland unterschiedlich, was allerdings auch darauf zurückzuführen ist, dass viele Maßnahmen erst zeitlich verzögert zu tragen kommen, da PFOS erst seit 2013 ein PHS ist.

Zum zweiten wird PFOS in industriellen und gewerblichen Anwendungen durch andere per- und polyfluorierte Chemikalien (PFCs) ersetzt. Dies erklärt zum Teil die oben gezeigten Verringerungen der PFOS-Konzentrationen in Gewässern. Parallel steigen die Konzentrationen dieser Ersatzstoffe an, für die keine UQN vorliegen und keine Monitoringverpflichtungen bestehen (Benskin et al. 2012).

Bei den Ersatzstoffen für PFOS wird zwischen langkettigen Verbindungen (mit elf bis vierzehn Kohlenstoffatomen) und kurzkettigen Verbindungen (mit sieben bis vier Kohlenstoffatomen) unterschieden. Langkettige perfluorierte Carbonsäuren (C11-14 PFCAs) sind in den letzten Jahren in steigenden Konzentrationen in Fischen, Eisbären und Robben gefunden worden (Staudé und Vierke 2013). Ein steigender Trends für langkettige PFCs wurde auch im retrospektiven Monitoring von PFCs in Fischproben im Zeitraum von 1995 – 2010 für europäische Gewässer gefunden (Theobald 2011).

Bei den kurzkettigen perfluorierten Carbonsäuren (C4-7 PFCAs) ist inzwischen ein weiträumiger Transport auch in entlegene Regionen nachgewiesen worden. Benskin et al. fanden in marinen Oberflächengewässern u.a. erhöhte Konzentrationen der C4-Verbindung (Perfluorbutansulfonsäure), Insgesamt hatten Verbindungen mit sechs und sieben Kohlenstoffatomen einen höheren Anteil an der Gesamtbelastung als PFOS (Benskin et al. 2012).

Die Gesamtbelastung der Gewässer durch per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC) kann mit dem Einzelstoff-bezogenen Ansatz der Wasserrahmenrichtlinie nicht erfasst werden. Sie könnte durch einen Summenparameter („Adsorbierbare organische Fluorverbindungen“) gemessen werden. In NRW wird als langfristiges Mindestqualitätsziel für Gewässer, Rohwasser und Trinkwasserressourcen die Einhaltung des allgemeinen Vorsorgewertes von 100 ng/l für die Summe aller perfluorierten Verbindungen angestrebt. Dies entspricht den Empfehlungen der Trinkwasserkommission und des Umweltbundesamtes (NRW 2014, S. 27).

5.1.2 Regulierung der Eintragspfade von PFOS im Wasserrecht

Im Wasserrecht sind verschiedene Instrumente vorgesehen, die Einträge von prioritär gefährlichen Stoffen (PHS) in die Gewässer zu beenden oder schrittweise einzustellen (siehe hierzu Kapitel 3). In Tabelle 6 sind die Vorgaben zur Reduzierung der Eintragspfade von PFOS zusammengestellt, ebenso wie verfügbare Informationen über die Umsetzung und Überwachung dieser Vorgaben. Auskünfte über die Einträge waren für PFOS über das deutsche Schadstoffregister nicht verfügbar.⁹² Auch standen keine Daten der Eigenüberwachung durch die industriellen Direkteinleiter zur Verfügung.

⁹² http://www.thru.de/search/?no_cache=1&L=0 (Stand 25.01.2015).

Tabelle 6: Darstellung der Regulierung der Eintragspfade aus der Perspektive des Wasserrechts für PFOS

II. Eintragspfad	Vorgaben	Überwachung/ Inventories	Defizite
Direkteinleitung, industriell	Einleitebescheide mit Vorgabe zur besten verfügbaren Technik bzw. der folgenden Emissionsvorgaben	Eigenüberwachung Nicht erfasst vom PRTR	Daten der Eigenüberwachung lagen nicht vor.
a)Galvanik	AbwVO: Anhang 40: Schadstofffracht ist so gering zu halten, wie dies durch dort genannte Maßnahmen möglich ist POP-VO enthält Verknüpfung zur IED-RL; siehe Tabelle 7	Eigenüberwachung	Keine stoffspezifische Begrenzung; keine Beendigung der Einleitung
b)Papierindustrie	Anhang 28 (Stand 2004) der Abwasserverordnung befindet sich (laut Tettenborn/Hillenbrand et al. 2014, 67) in der Novellierung	Eigenüberwachung	dito
c)Produktion perfluorierter Chemikalien	Keine spezifischen Vorgaben, aber quellenbezogene Verbote, siehe Tabelle (POP-Verordnung)	Eigenüberwachung	dito
d)Fluorpolymerproduktion	Keine spezifischen Vorgaben in Anhang 22 AbwVO	Eigenüberwachung	dito
e)Textilveredlung	Keine spezifischen Vorgaben in Anhang 38 AbwVO. In den BREFs gibt es keine stoffspezifischen Vorgaben, die über Anhang 38 der AbwVO hinausgehen.	Eigenüberwachung	dito
Direkteinleitung, kommunal (Indirekteinleiter 1–n: industrielle Produktion Auswaschen aus PFC behandelten Textilien)	Indirekteinleitung vor allem aus Metallbe- und -verarbeitung; siehe LANUV 2011; Tabelle wiedergegeben bei Tettenborn/Hillenbrand et al. 2014, 66 (pdf: 75)	Nachweis in über 90% der Kläranlagen. Im Ablauf Ø 0,15 µg/l, max. bis zu 3.7 µg/l, im Ablauf bei „nicht als höher belastet“ eingestuft Kläranlagen Ø 0,018 µg/l ⁹³	dito
Sonstige Einträge			
Trennsysteme/Überläufe			nicht dokumentiert
Landwirtschaft	Entgegen Tettenborn/Hillenbrand et al. 2014, 67 in Klärschlamm-VO 2012 nicht aufgeführt		Regelung nicht erlassen
Exposition / Drainage	Alte Deponien	Grundwasser-Monitoring	Befunde nicht dokumentiert
Atmosphäre			nicht dokumentiert

Die Darstellung in Tabelle 6 zeigt, dass kaum Vorgaben zur Reduzierung der Eintragspfade mit Ausnahme der allgemeinen Vorgabe zur besten verfügbaren Technik bzw. der einschlägigen Emissionsgrenzwerte existieren. Daten, die Auskunft über die Einträge der industriellen Direkteinleiter in die Gewässer geben, lagen nicht vor.

Vorliegende Daten der kommunalen Kläranlagen machen deutlich, dass weitere Maßnahmen notwendig sind, die Einleitungen, Emissionen oder Verluste von PFOS in die Gewässer zu reduzieren.

Ein Abgleich dieser Beobachtungen mit den Erkenntnissen aus Abschnitt 5.1.1 bestätigt, dass weitere Maßnahmen erforderlich sind.

Vorgaben zur Reduzierung der Eintragspfade existieren in der Galvanik und in der Papierindustrie. Eine Beendigung der Einleitung erfolgt aus diesen Vorgaben nicht, die schrittweise Einstellung der Einträge ist insofern allein über die derzeit bestehende Regulierung der Eintragspfade nicht zu erreichen.

Bisher fehlen Angaben darüber, ob die bestehenden Vorgaben der industriellen Einleiter umgesetzt werden. Hierfür erforderlich sind Daten über die Messungen im Rahmen der Eigenüberwachung. Eine Aussage darüber, welche industriellen Einleiter derzeit noch besonders problematisch sind, ist auf der bisherigen Datengrundlage nicht zu treffen, insofern fehlen hier Daten, um durch gezielte Maßnahmen die Einträge durch Einleiter zu reduzieren.

Im Rahmen des Programmes „Reine Ruhr“ wurden in NRW im Zeitraum von 2006 – 2010 bei mehr als 600 Direkteinleitern Proben auf perfluorierte Verbindungen genommen. Bei 564 Direkteinleitern konnte eine signifikante Emission perfluorierter Verbindungen ausgeschlossen werden. 69 Direkteinleitern mussten als potentiell relevante Quellen für perfluorierte Verbindungen eingestuft werden. Außerdem wurden 231 potenzielle Indirekteinleiter überprüft. Im Mittelpunkt der Überprüfung standen metallverarbeitende Betriebe (Schwerpunkt Galvanik) und textilverarbeitende Unternehmen (NRW 2014, S. 37). Außerdem gab es zeitweilige Überschreitungen durch Brandereignisse, bei denen Löschmittel mit perfluorierten Verbindungen eingesetzt wurden (NRW 2014, S. 37).

Die Untersuchungen in NRW im Rahmen des Programms „Reine Ruhr“ haben gezeigt, dass die Überwachung der Indirekteinleiter mit besonderen Schwierigkeiten verbunden ist: in vielen Fällen erfolgen hier die Einleitungen perfluorierter Verbindungen nicht kontinuierlich, sondern nur als temporäre Belastungen (Chargenbetrieb). Dies erfordert einen hohen logistischen Aufwand für die Planung der Probennahme, die trotzdem nicht immer erfolgreich verläuft (NRW 2014, S.37).

Tabelle 6 macht deutlich, dass ein hoher Anteil von PFOS über das kommunale Abwasser in die Gewässer gelangt. Dieser Anteil kann entweder über die Durchführung zusätzlicher Reinigungsschritte in der Kläranlage verringert werden oder aber über eine Begrenzung der Freisetzung an der Quelle (siehe hierzu weiter in Tabelle 7).

5.1.3 Regulierung von PFOS an der Quelle

Dieser Abschnitt betrachtet die Regulierung von PFOS jenseits des Wasserrechts an der Freisetzungsquelle, um zu klären, inwieweit bereits Vorgaben vorliegen, um die Einleitungen, Emissionen oder Verluste von PFOS direkt an der Quelle zu begrenzen. Zu klären ist auch, wo es bislang Defizite gibt oder wo weiterer Untersuchungsbedarf besteht.

Tabelle 7: Darstellung der Regulierungen von PFOS an der „Quelle“ (Freisetzung jenseits des Wasserpfades)

III. „Quellen“ Freisetzung	Vorgaben	Überwachung	Defizite
1.Stoffrechtliche Einstufung (CLP-Verordnung, POP Konvention)	CLP-Verordnung: eingestuft als Gefahrstoff, H-Sätze: H 302, H 332, H 351, H360D, H 362, H 372, H411. / POP-Konvention: PBT, eingestuft als persistenter organischer Schadstoff (POP)	- Monitoring nach POP-VO, derzeit noch nicht im PRTR ⁹⁴	PFOS noch nicht als Einzelstoff in PRTR gelistet. Das PRTR erfasst zudem Freisetzungen in die Luft und ins Abwasser.
2.Prozesse	POP-Verordnung: Verbot von Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung: POP-Verordnung, Anhang I Teil A 0,0001 Gew-% in Stoffen und Gemischen, soweit "unbeabsichtigte Spurenverunreinigung"; weitere Ausnahmen in Nr. 2. bis 5, u.a. "bis 26. August 2015: Netzmittel für überwachte Galvanotechniksysteme" (5.a) sowie unbefristet mit Regelmäßiger Überprüfung als "b) Fotoresistlacke und Antireflexbeschichtungen für fotolithographische Prozesse; c) fotografische Beschichtungen von Filmen, Papieren und Druckplatten; d) Mittel zur Sprühnebelunterdrückung für nicht dekoratives Hartverchromen (Chrom VI) in geschlossenen Kreislaufsystemen; e) Hydraulikflüssigkeiten für die Luftfahrt"	Behörden der Mitgliedstaaten	kurzzeitig noch bestehende Ausnahmen, werden in 2015 beendet sein. Produktion in Ländern, die die POP-Konvention nicht unterzeichnet haben.
	TA Luft , Nr. 5.2.7.2, Emissionsbegrenzung für schwer abbaubare, leicht anreicherbare und hochtoxische organische Stoffe unter Beachtung des Emissionsminimierungsgebotes.	Behörden der Mitgliedstaaten	Ggf. Überwachung der Umsetzung der Vorgaben, keine Angaben vorhanden
	Richtlinie über Industrieemissionen (IE-RL) , "die einschlägigen besten verfügbaren Techniken sind für die Vermeidung oder größtmögliche Verminderung von PFOS-Emissionen anzuwenden", wie im BREF beschrieben	Behörden der Mitgliedstaaten	Ggf. Überwachung der Umsetzung der Vorgaben, keine Angaben vorhanden
a)Galvanik	BREF (keine über Anhang 40 AbwVO hin-ausreichenden konkreten Vorgaben)	Behörden der Mitgliedsstaaten	Ggf. Umsetzung der BREFs, keine Details bekannt.
b)Textilveredlung	BREF (keine über Anhang 38 AbwVO hin-ausreichenden konkreten Vorgaben)	Behörden der Mitgliedsstaaten	Ggf. Umsetzung der BREFs, keine Details bekannt.
3.Produkte	Beschränkungen der Verwendung PFOS/ PFC -haltiger Produkte Kennzeichnungspflicht für PFOS/ PFC -haltiger Produkte Beschränkungen des Importes PFOS/ PFC-haltiger Produkte. Verbot von Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung: POP-Verordnung (s. diese Tab. unter 2).	Nachmarktkontrolle durch Vollzugsbehörden	Dokumentation der Überwachungsbefunde?
Feuerlöschmittel	Übergangsregelung ausgelaufen.		

Tabelle 7 betrachtet jenseits der Perspektive des Wasserrechts die Regulierung von PFOS an der Freisetzungsquelle. Sie zeigt, welche prozessbezogenen Vorgaben zur Reduzierung von PFOS an der Quelle jenseits des Wasserrechts bestehen, wie die Umsetzung und Überwachung der Maßnahmen erfolgt, und welche produktbezogenen Vorgaben zur Reduzierung von PFOS bestehen. Von besonderer Bedeutung sind dabei die Vorgaben des POP-Regelwerkes (siehe Seite 99).

⁹⁴ PFOS ist im PRTR nicht aufgeführt.

Ausgangspunkt für die Regulierungen an der Quelle sind die Einstufung von PFOS als Gefahrstoff mit akutem und chronischen Schädigungspotential und seine Bewertung als persistenter organischer Schadstoff im Rahmen der POP-Konvention. Dagegen ist PFOS, da bereits in der POP-Verordnung geregelt, unter REACH nicht zusätzlich einer Beschränkung in Anhang XVII unterworfen. Maßnahmen an der Quelle stützen sich mithin auf die Vorgaben der POP-Verordnung.

Hingegen ist PFOS erfasst vom Anwendungsbereich der PIC-Verordnung. Sämtliche bislang beantragte Ausfuhr-Notifikationen betreffen Ausfuhren aus Deutschland⁹⁵.

Prozess-bezogene Vorgaben zur Reduzierung der Eintragspfade existieren in Abhängigkeit zu den unterschiedlichen Industriezweigen. Vorgaben zum Einsatz von perfluorierten Chemikalien gibt es für die Galvanik und die Textilindustrie. Sie sind festgelegt in den Minderungspflichten der Richtlinie über Industrieemissionen⁹⁶ (IE-RL) und in den Vorgaben der Technischen Anleitung Luft. Anhang I der IE-RLD enthält anlagenbezogene Grenzwerte, die einzuhalten sind. Bei Direktleitern sollten die Beschreibungen der besten verfügbaren Techniken (BVTs) dem Stand der Technik angepasst werden. Bei der Erstellung der Referenzdokumente zu den besten verfügbaren Techniken⁹⁷ können allerdings nur Maßnahmen aufgenommen werden, die in einem europaweiten Abstimmungsprozess als verfügbar und anwendbar bewertet werden. Dies führt dazu, dass in einzelnen Ländern bereits verfügbare, besonders fortschrittliche Verfahren nicht in den BREF-Dokumenten beschrieben werden.

Die Vorgaben aus der Industrieemissions-Richtlinie gelten zudem nur für Anlagenbetreiber ab einer bestimmten Mindestgröße. Diese Mindestgröße ist je nach Industriesektor unterschiedlich. Kleinere Unternehmen können daher PFOS einsetzen, ohne die Vorgaben der IVU-Richtlinie beachten zu müssen. Allerdings entsteht hier in der Praxis keine Regelungslücke, da alle Unternehmen die Vorgaben der POP-Verordnung einhalten müssen.

Die TA Luft enthält ebenfalls Minderungspflichten. (Für PFOS gilt Nr. 5.2.7.2 (siehe Tabelle 7). Hier wird allerdings nur für Dioxine und Furane eine quantitative Vorgabe zum maximalen Massenstrom bzw. zur Massenkonzentration im Abgas gemacht (0,25 Mikrogramm/ Stunde bzw. 0,1 Nanogramm/m³). Bei weiteren organischen Stoffen, die sowohl schwer abbaubar und leicht anreicherbar als auch von hoher Toxizität sind oder die aufgrund sonstiger besonders schädlicher Umwelteinwirkungen nicht der Klasse I in Nummer 5.2.5 zugeordnet werden können (z.B. polybromierte Dibenzodioxine, polybromierte Dibenzofurane oder polyhalogenierte Biphenyle), wird nur gesagt, dass die Emissionen unter Beachtung des Emissionsminimierungsgebotes zu begrenzen sind). Allerdings sieht die TA Luft ebenso wenig wie die IE-RL eine Beendigung der Freisetzungen vor. Die schrittweise Einstellung der Einträge ist insofern alleine über die derzeit bestehenden prozess-bezogenen Regulierungen der Eintragspfade nicht zu erreichen.

Allerdings sieht sie ebenso wenig wie die IE-RL eine Beendigung der Freisetzungen vor. Die schrittweise Einstellung der Einträge ist insofern alleine über die derzeit bestehenden prozess-bezogenen Regulierungen der Eintragspfade nicht zu erreichen

Die Aufnahme von PFOS in die Stockholm-Konvention sollte zur schrittweisen Einstellung der Produktion und der Verwendung von PFOS führen. Untersagt ist es, den Stoff und seine Zubereitungen oder Erzeugnisse, die ihn oberhalb der Konzentrationswerte des Anhangs I der POP-VO enthalten, in Ländern zu vermarkten, die die POP-Konvention unterzeichnet haben. Für den Vollzug bedarf es entsprechender Marktüberwachungsmechanismen.

⁹⁵ So die Suchergebnisse zu PFOS unter der PIC-Verordnung. In der PIC-Verordnung ist PFOS zu finden unter: Perfluorooctane sulfonates (PFOS) C8F17SO2X (X = OH, Metal salt (O-M+), halide, amide, and other derivatives including polymers).

⁹⁶ Europäischen Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen (IE-RL, Industrial Emissions Directive IED).

⁹⁷ Best Available Technology Reference Documents, BREF.

Einige Anwendungen sind vom PFOS-Verwendungsverbot ausgenommen („accepted purposes“), z.B. die Verwendung in der Herstellung von Halbleitern in der Elektronikindustrie in Reinräumen. Es wird davon ausgegangen, dass es bei diesen Verwendungen aufgrund der streng kontrollierten Bedingungen zu keinen Freisetzungen am Arbeitsplatz und in die Umwelt kommt. Bei anderen Anwendungen, die zu Freisetzungen führen können, gibt es im POP-Regelwerk Ausnahmeregelungen, die regelmäßig überprüft werden, z.B. beim Einsatz in der Galvanik und bei Hydraulikflüssigkeiten für die Luftfahrt. Bei der Galvanik ist noch zu definieren, welche Verfahren genau zur nicht dekorativen Hartverchromung in geschlossenen Kreislaufsystemen zählen, und wie geschlossene Systeme zu definieren sind. Die zeitlich befristete Ausnahme – Netzmittel für überwachte Galvaniksysteme – wird am 26. August 2015 beendet sein.. Für Deutschland wurde geschätzt, dass die jährliche Verwendung von PFOS in der Galvanik bei 3.400 kg liegt, hiervon 50% in der Hartverchromung (Zangl et al. 2012).

Die EU-POP-Verordnung, in deren Anhang I auch PFOS gelistet ist, enthält in Art. 12 auch Monitoring-Vorgaben, bei deren Erfüllung auch Daten des PRT-Registers hilfreich sind (siehe Abschnitt 4.3.3). PFOS ist als Einzelstoff bislang nicht im PRT-Register gelistet. In einer Fortschreibung der POP-Verordnung (Nr. 1342/2014) finden sich nunmehr auch Schwellenwerte im Hinblick auf die Abfallüberwachung (50 mg/kg). Unterhalb dieses Konzentrationswertes greifen die Vorgaben zur Abfallbewirtschaftung nach Art. 7 EU-POP-VO nicht ein.

Die POP-Konvention regelt nur PFOS, nicht strukturverwandte per- und polyfluorierte Verbindungen.

5.1.4 PFOS - Schlussfolgerungen

Die Umweltqualitätsnormen sind sowohl im Wasser als auch in den Biota für PFOS überschritten, allerdings ist PFOS erst seit 2013 PHS, insofern greifen Maßnahmen aus der Bewirtschaftungsplanung zur Reduzierung der Einträge erst in der Zukunft. Die Daten zeigen durch die bisherigen Maßnahmen außerhalb des Wasserrechts einen langsamen Rückgang der Konzentrationen in Wasser und in Biota, weitere Maßnahmen sind aber erforderlich. Denn auch bei den Messstellen, bei denen ein abnehmender Trend erkennbar ist, sind die Konzentrationen um ein Mehrfaches höher als die UQN, zudem verlangsamt sich der abnehmende Trend. Belastete Klärschlämme und Sedimente sind Quellen, aus denen PFOS zeitlich verzögert freigesetzt werden kann.

In unterschiedlichen Industriezweigen gibt es – auf nationaler, europäischer und globaler Ebene - Vorgaben zur Reduzierung der Einträge über Abwässer (siehe Tabelle 7). Sie zielen allerdings nicht auf eine Beendigung der Einleitung ab. Die meisten Vorgaben der Industrie-Emissions-Richtlinie (IE-RL 2010/75/EU) gelten nur für Anlagen, die eine Mindestgröße überschreiten. Die Vorgaben hinsichtlich der „mit den besten verfügbaren Techniken assoziierten Emissionswerten“ sind europäisch abzustimmen. Besonders fortschrittliche nationale Entwicklungen emissionsarmer Prozesse werden nicht in jedem Falle in die BVT-Merkblätter sowie in die BVT-Schlussfolgerungen übernommen.⁹⁸

Angaben, ob die bestehenden Vorgaben der industriellen Einleiter umgesetzt werden, fehlen derzeit. Eine Aussage darüber, welche industriellen Einleiter besonders problematisch sind, lassen sich daher derzeit nicht treffen. Das erforderliche Monitoring von industriellen Indirekteinleitern hat sich als schwierig erwiesen: meistens wurden fluorierte Tenside wie PFOS nicht kontinuierlich eingesetzt, sondern chargenweise verwendet. Hier ist eine genaue Kenntnis der Einsatzzeit erforderlich, um die Freisetzungen im Monitoring auch zu erfassen.

Erforderlich ist eine genauere Quantifizierung von diffusen Stoffeinträgen, wie es etwa über eine Aufnahme des Stoffes in das PRTR-Register zu erreichen wäre (siehe Abschnitt 4.3).

⁹⁸ Damit greifen dann auch die Aktualisierungspflichten im Hinblick auf die Anforderungen nach der AbwVO nach § 57 Abs. 3 und Abs. 4 WHG nicht.

Vorgaben zur Reduzierung der PFOS-Einträge existieren in unterschiedlichen Industriezweigen (siehe Tabelle 6). Auch hier gilt: Eine Beendigung der Einleitung erfolgt aus diesen Vorgaben bislang nicht, die schrittweise Einstellung der Einträge ist insofern alleine über die Regulierung der Eintragspfade nicht zu erreichen.

Auf globaler Ebene ist durch die Aufnahme von PFOS in die POP-Konvention ist zu erwarten, dass Produktion und Verwendung dieses Stoffes schrittweise eingestellt werden. Allerdings werden bereits jetzt in steigendem Umfang andere per- und polyfluorierte Stoffe (PFCs) in den Oberflächengewässern nachgewiesen, die als Ersatzstoffe für PFOS eingesetzt werden. Sie sind nicht in der Wasserrahmen-Richtlinie reguliert und werden auch noch nicht systematisch in Monitoringprogrammen für Oberflächengewässer erfasst.

Langkettige perfluorierte Carbonsäuren mit Ketten aus 11 – 14 Kohlenstoffatomen sind als sehr persistente und sehr bioakkumulative Stoffe auf die REACH Kandidatenliste der besonders besorgniserregenden Stoffe aufgenommen worden. Einige der kurzkettigen Ersatzstoffe zeichnen sich durch eine erhöhte Mobilität im Boden aus, verglichen mit den langkettigen Verbindungen. Dies kann zum Eintrag in das Grundwasser führen (Vierke 2013). Diese Stoffe erfüllen die derzeit in REACH (Anhang XIII) geltenden Kriterien für besonders besorgniserregende Stoffe nicht. Die Stoffeigenschaft Grundwassergängigkeit aufgrund hoher Mobilität ist bisher dort nicht berücksichtigt. Auch in Art 57f REACH wird eine hohe Grundwassergängigkeit bisher nicht explizit als besonders besorgniserregende Eigenschaft genannt (siehe REACH Anhang III und REACH Art. 57f). Nicht ausgeschlossen ist gleichwohl, die Grundwassergängigkeit als „ebenso besorgniserregende“ Eigenschaft unter Art. 57f REACH zu fassen.

Eine aktuelle Stoffstromübersicht, in der auch eine Quantifizierung von diffusen Stoffeinträgen erfolgen sollte, unter Berücksichtigung der Vorläufersubstanzen, liegt derzeit nicht vor⁹⁹ (zum Instrument der Stoffstromanalyse siehe auch den Abschnitt 9.2 und das Kapitel 11 im Anhang).

5.2 4-Nonylphenol

4-Nonylphenol ist als toxischer (u.a. reproduktionstoxisch und giftig für Wasserorganismen), persistenter und bioakkumulativer Stoff wasserrechtlich seit 2004 als PHS eingestuft und wird entsprechend seit 2009 im Bewirtschaftungsplan der Wasserbehörden berücksichtigt. Gemäß der CLP-Verordnung ist 4-Nonylphenol eingestuft als akut toxisch, Kategorie 4, beim Verschlucken (H302); als ätzend auf die Haut und für die Augen, Kategorie 1B (H 314); als reproduktionstoxisch, Kategorie 2 (H361); als akut gewässergefährdend Kategorie 1 (H400) und als chronisch gewässergefährdend Kategorie 1, aufgrund sehr hoher Giftigkeit für Wasserorganismen mit langfristiger Schadwirkung (H410). Darüber hinaus ist 4-Nonylphenol endokrin wirksam und aus diesem Grund seit 2012 als SVHC in der Kandidatenliste nach 59 Abs. 1 REACH verzeichnet.¹⁰⁰

4-Nonylphenol gelangt direkt und über den Abbau von Nonylphenoethoxylaten in Gewässer.

Tabelle 8 erfasst den Regulierungsstand von 4-Nonylphenol und die Programme über die 4-Nonylphenol-Konzentrationen in der Umwelt erfasst werden.

Tabelle 8: Regulierung und Monitoring von Nonylphenol

Regulierung	Monitoring
WRRL: PHS seit 2008	Nach den Vorgaben der WRRL flussgebietsbezogen
POP-Verordnung: Kein POP	

⁹⁹ Nach Aussage von Herrn Heidemeier (Umweltbundesamt) erfolgt derzeit eine Zusammenstellung verfügbarer Stoffinventare, Es zeigt sich, dass sie von sehr unterschiedlicher Qualität sind.

¹⁰⁰ In Absprache mit den Forschungsgebern ist die endokrine Wirkung von 4-Nonylphenol nicht Bestandteil dieses Gutachtens, da diese Thematik vom Umweltbundesamt in einem anderen Forschungsprojekt behandelt wird.

REACH: SVHC seit 12.2.2012 (Kandidatenliste), nicht Zulassungspflichtig (Annex XIV) 4 NP CAS Nr. 84852-15-3 nicht als PBT registriert SchadRegProtAG im Anhang II	PRTR: in die Luft ab , in Gewässer ab 1 kg/Jahr, in den Boden ab 1 kg/Jahr (166/2006 Anhang II).
IED-Richtlinie -	-

5.2.1 Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie: 4-Nonylphenol

Dieser Abschnitt stellt anhand der verfügbaren Messdaten dar, in welchen Konzentrationen 4-Nonylphenol in den Gewässern vorliegt und welcher Trend auf der Grundlage der Daten zu beobachten ist. Verfügbar waren zahlreiche Messdaten

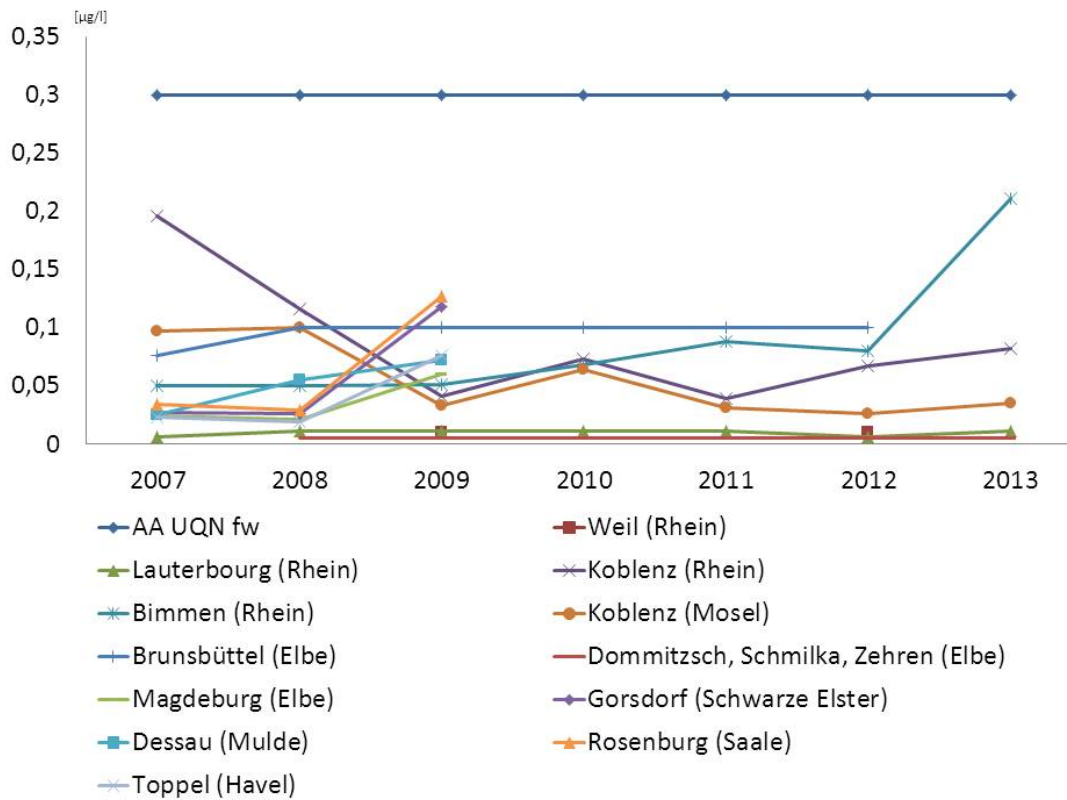
- ▶ des Rheins ebenso wie für eine Messstelle der Mosel am Zulauf zum Rhein über die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR),¹⁰¹ die Zeitperiode von 2004 bis 2013 wurde ausgewertet.
- ▶ der Elbe über das Fachinformationssystem (FIS) der FGG Elbe.¹⁰² Hier standen Daten für Messstellen in der Elbe von 2007 bis 2009, 2012 und teilweise bis 2013 zur Verfügung, für die Unstrut, Saale, Mulde, Große Elster und Havel von 2007 bis 2009, für die Stör (1 Messung 2007, 10 Messungen 2012) und Weiße Elster 2007-2008 (Messstelle Halle Ammendorf).

Zusätzlich gingen die dem UBA nach Angaben der LAWA vorliegenden Daten für die Donau (2006 bis 2010) in die Betrachtung ein. Die vorliegende Datengrundlage gab sowohl Auskunft über die am niedrigsten gemessenen Konzentrationen wie über die maximale Konzentration. Die Jahresmittelwerte sind in Abbildung 4 in der Zeitperiode von 2007 bis 2013 für einzelne Messstellen graphisch dargestellt. In der Darstellung nicht mit angegeben sind die Nachweisgrenzen, diese können den Daten der IKSR und dem FIS entnommen werden.

¹⁰¹ <http://maps.wasserblick.net:8080/iksr-zt/auswahl.asp?S=0> (Stand 20.01.2015).

¹⁰² http://www.elbe-datenportal.de/FisFggElbe/content/auswertung/UntersuchungsbereichChemWas_export_tabelle.action

Abbildung 4: Jahresmittelwerte von 4-Nonylphenol in µg/l an einzelnen Messstellen in dem Zeitraum zwischen 2007 und 2013.



Quelle: eigene Zusammenstellung.

Tabelle 9 beschreibt auf der ausgewerteten Datengrundlage den Ist-Zustand der Gewässerbelastung mit 4-Nonylphenol.

Tabelle 9: Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie für 4-Nonylphenol

I. Ziele der WRRL	Ist-Zustand [Monitoring] im Auswertungszeitraum	Defizite
<p>UQN eingehalten AA UQN_{Süßwasser} 0,3 µg/l MAC UQN_{Süßwasser} 2,0 µg/l</p>	<p>Jahresmittelwert an allen Messstellen unterhalb der AA UQN Einzelüberschreitungen gab es in der ausgewerteten Datenlage an der Messstelle Bimmen/Rhein (2013): 1. Messperiode 0,79 µg/l; 9. Messperiode 0,45 µg/l, 13. Messperiode 0,38 µg/l und ggf. (s.o.) an der Messstelle Rosenberg/Saale : 8.4.2009, 0,56 µg/l an der Messstelle Gorsdorf (Schwarze Elster): 8.4.2009, 0,50 µg/l an der Mulde (Messstelle Dessau), 03.09.2008, 0,36 µg/l</p>	<p>Es gibt viele Daten, die Erhebungen sind gut dargestellt, aber ein gemeinsames Auswertungskonzept fehlt. Zu klären ist, warum sich die Bestimmungsgrenzen an den einzelnen Messstellen unterscheiden.</p>

I. Ziele der WRRL	Ist-Zustand [Monitoring] im Auswertungszeitraum	Defizite
Schrittweise Einstellung (→ 0)	<p>Rhein: kein Trend nach unten, an einzelnen Messstellen hat sich die 4 NP-Konz. auf einen bestimmten Bereich eingependelt, an einzelnen Messstellen sieht es so aus, als ob die Gewässerkonzentrationen ab 2011/2012 wieder ansteigen.</p> <p>Elbe: Werte liegen für die meisten Messstellen, an denen länger als bis 2009 gemessen wurde, unterhalb der Nachweisgrenze. Hier ist ein Trend nach oben nicht zu verzeichnen, ein Trend nach unten kann aufgrund der Nachweisgrenze nicht geklärt werden.</p> <p>Für Elbe, Mulde, Havel, Schwarze Elster und Saale lagen nur Daten bis 2009 Daten vor. Für diesen Zeitraum ist ein Anstieg der Konzentrationen zu verzeichnen.</p>	Keine schrittweise Einstellung.

Festzustellen ist, die AA UQN werden an allen ausgewerteten Messstellen eingehalten und die Konzentrationen liegen teilweise deutlich unter der UQN. Eine schrittweise Einstellung kann jedoch auf der Grundlage der Daten nicht konstatiert werden, es ist keine weitere Konzentrationsabnahme in den Gewässern zu beobachten. Je nach Messstelle gibt es durchaus deutliche Konzentrationsunterschiede, teilweise haben sich die Daten auf bestimmte Konzentrationsbereiche eingependelt. Für die Messstellen Brunsbüttel, Dommitzsch, Schmilka und Zehren an der Elbe und für Weil und Lauterbourg am Rhein liegen 4-Nonylphenolkonzentrationen unter 0,01, teilweise unter 0,005 µg/l vor, diese Messungen liegen alle unterhalb der Bestimmungsgrenze und dürften daher rechnerische Werte (basierend auf einer Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l) sein.

Die höchsten 4-Nonylphenolkonzentrationen verzeichnen die Messstelle Brunsbüttel (Elbe), Koblenz (Rhein) und Bimmen (Rhein).

Auf der Grundlage der vorliegenden Daten sieht es zudem so aus, als ob im Rhein ab der Messstelle Koblenz (Rhein) bis zur Messstelle Bimmen (Rhein) höhere Einträge an 4-Nonylphenol bzw. seinen Ethoxylaten seit 2010/2011 erfolgen. Dies wäre zu prüfen.

Für Havel, Mulde, Saale und Große Elster wären Daten nach 2009 interessant, um zu klären ob sich der zu verzeichnende Aufwärtstrend (siehe Abbildung 4) fortsetzt, zu klären wäre auch, warum hier die Messungen eingestellt wurden.

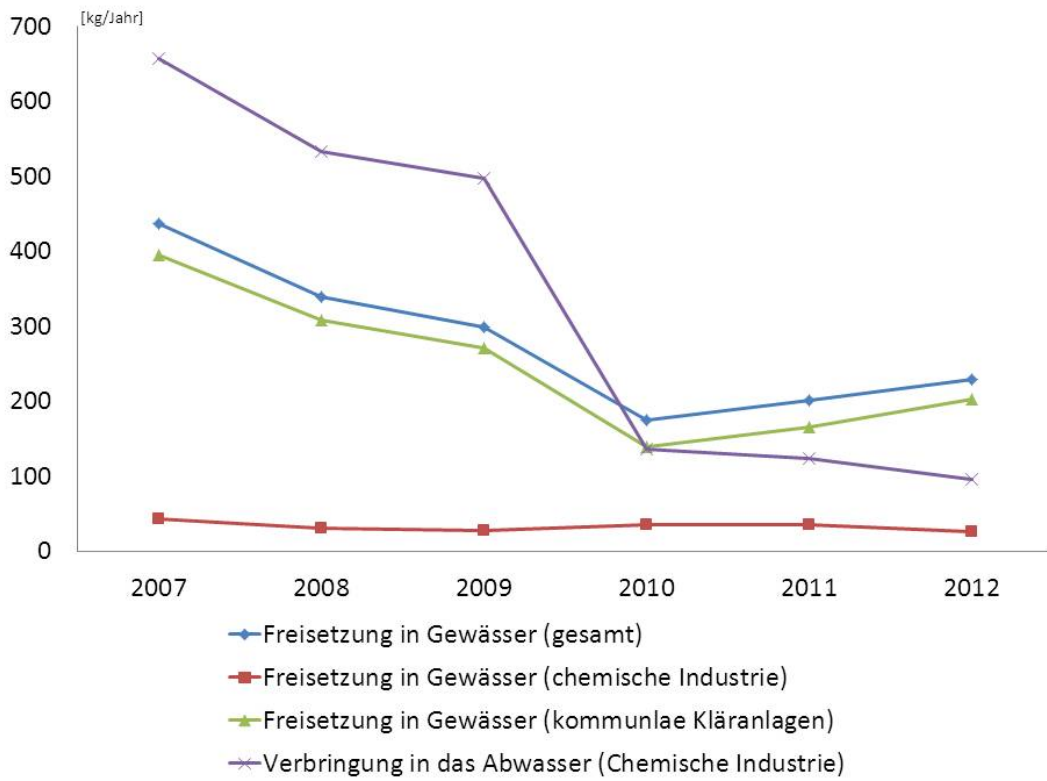
Es ist eine Vielzahl von Daten vorhanden, die über die entsprechenden Datenbanken auch zur Verfügung stehen. Innerhalb und zwischen den unterschiedlichen Flussgebietseinheiten liegen keine einheitlichen Bestimmungsgrenzen vor. Es scheinen weniger Defizite in der Umsetzung der Überwachung und dem Monitoring vorzuliegen als in einer systematischen Bearbeitung der erhobenen Daten und einem darauf aufbauenden gezielten Monitoring, sowie, die im Bereich einer koordinierten Datenerhebung und Auswertung die zu einer verbesserten Aussagequalität der Daten führen könnte.

5.2.2 Regulierung der Eintragspfade von 4-Nonylphenol im Wasserrecht

Im Wasserrecht sind verschiedene Instrumente vorgesehen, die Einleitungen, Emissionen oder Verluste von prioritär gefährlichen Stoffen (PHS) in die Gewässer zu beenden oder schrittweise einzustellen (siehe hierzu Kapitel 3). In Tabelle 10 sind die Vorgaben zur Reduzierung der Eintragspfade von 4-Nonylphenol und seiner Ethoxylate zusammengestellt, ebenso wie verfügbare Informationen über die Umsetzung und Überwachung dieser Vorgaben. Auskünfte über die Einträge waren für 4-Nonylphenol über das deutsche Schadstoffregister verfügbar (siehe hierzu auch Abschnitt 4.3), diese sind in Abbildung 5 dargestellt.¹⁰³

¹⁰³ http://www.thru.de/search/?no_cache=1&L=0 (Stand 25.01.2015).

Abbildung 5: Registrierte Einträge von 4-Nonylphenol und seine Ethoxylate über das Schadstoffregister von 2007 bis 2012.



Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Tabelle 10: Darstellung der Regulierung der Eintragspfade aus der Perspektive des Wasserrechts für 4-Nonylphenol

II. Eintragspfad	Vorgaben	Überwachung/ Inventories	Defizite
Direkteinleitung, industriell	WHG: Einleitebescheide mit Vorgabe zur besten verfügbaren Technik bzw. der einschlägigen Emissionsgrenzwerte, festgelegt über die AbwV.	166/2006/EG PRTR ¹⁰⁴ : Meldungspflicht der Freisetzung in Gewässer oder Boden ab 1 kg/Jahr 14 Einträge zu 4-Nonylphenol und seine Ethoxylaten; Freisetzung in das Wasser [kg/Jahr] in 2007: 437, 2008: 338, 2009: 299, 2010: 175, 2011: 201, 2012: 228	Einträge vorhanden, 2011 und 2012 gestiegen, zurückzuführen auf kommunale Einleitungen.
Direkteinleitung, kommunal	AbwV , Anhänge 28 + 38 (2004): Verzicht auf den Einsatz von Alkylphenoethoxylaten (APEO) bei der Herstellung von Papier und Pappe; ebenso bei der Textilherstellung und Veredelung, außer Polymerdispersionen, die auf textile Flächengebilde aufgebracht werden und dort zu 99 % verbleiben, das Abwasser von der Textilherstellung und –veredelung sowie von Wollwäschereien darf kein APEO aus Wasch- und Reinigungsmitteln enthalten, mit REACH Anhang XVII, Nr. 46 Vermarktungsverbote für die dort genannten, mit Direkteinleitungen verbundenen Verwendungen in Übereinstimmung	Eigenüberwachung, Analyseverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung sind über AbwV festgelegt. Direkteinleitungen aus Industrie , Stoffdatenblatt Industriechemikalien, IKSr 2012, Quelle LINOS DB, NRW, 2010), 10 Messungen Ø 0,24 µg/l, min < 0,05 µg/l, max. 0,77 µg/l 166/2006/EG PRTR: ¹⁰⁵ Chemische Industrie: Freisetzung in das Wasser [kg/ Jahr]: 2007: 42,7, 2008: 30,09, 2009: 28, 2010: 35,7, 2011: 35, 2012: -26,43	Keine vollständige Beendigung der Einleitungen Keine stoffspezifische Begrenzung im Abwasser jenseits der Wasch- und Reinigungsmittel; keine vollständige Beendigung der Einleitung Kein vollständiges Verbot.
	WHG: Einleitebescheide mit Vorgabe zur besten verfügbaren Technik bzw. der einschlägigen Emissionsgrenzwerte, festgelegt über die AbwV.	Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen , Rhein DE (Stoffdatenblatt Industriechemikalien, IKSr 2012, Quelle LINOS DB, NRW, 2010), 14 Messungen Ø 0,30 µg/l, min < 0,05 µg/l, max. 0,86 µg/l Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen , Rhein CH (Stoffdatenblatt Industriechemikalien, IKSr 2012, Quelle MicroPoll DB BAFU, 2005-2010), 25 Messungen Ø 1,06 µg/l, min 0,046 µg/l, max. 5,02 µg/l 166/2006/EG PRTR: ¹⁰⁶ Freisetzung in das Wasser [kg/ Jahr]: 2007: 394, 2008: 308, 2009: 271, 2010: 139, 2011: 166, 2012: 202	

¹⁰⁴ EG-Verordnung zur Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregisters.

¹⁰⁵ <http://www.thru.de/search/?c=search&a=grid&L=0>, Berichtsjahr 2007-2012 Stand 16.11.2014.

¹⁰⁶ Siehe Fußnote 105

II. Eintragspfad	Vorgaben	Überwachung/ Inventories	Defizite
(Indirekteinleiter 1–n:	AbwV , Anhänge 28 + 38 (2004): Verzicht auf den Einsatz von Alkylphenolethoxilaten (APEO) bei der Herstellung von Papier und Pappe; ebenso bei der Textilherstellung und Veredelung, außer Polymerdispersionen, die auf textile Flächengebilde aufgebracht werden und dort zu 99 % verbleiben, das Abwasser von der Textilherstellung und –veredelung sowie von Wollwäschereien darf kein APEO aus Wasch- und Reinigungsmitteln enthalten (siehe auch Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen in Tabelle 11)	Eigenüberwachung 166/2006/EG PRTR: ¹⁰⁷ Verbringung in das Abwasser (Chemische Industrie) [kg/Jahr]: 2007: 656 , 2008: 533 , 2009: 497 , 2010: 136 , 2011: 124 , 2012: 95,22	
Sonstige Einträge	Keine Regelungen bekannt		
Trennsysteme/Überläufe, Landwirtschaft/ Drainage, Atmosphäre, Klärschlamm	-	Derzeit liegen keine Daten vor zu Einträgen aus Trennsystemen und Überläufen, aus der Landwirtschaft, aus Drainagen und aus der Atmosphäre.	-

¹⁰⁷ Siehe Fußnote 105.

Die Darstellung in Tabelle 10 zeigt, dass Vorgaben zur Reduzierung der Eintragspfade in Abhängigkeit zu den unterschiedlichen Industriezweigen existieren. Teilweise bestehen bereits Vorgaben zum Verzicht auf die Verwendung von 4-Nonylphenol und seiner Ethoxylate. Allerdings gibt es auch hier zahlreiche Ausnahmen.

Die vorliegenden Angaben aus dem Schadstoffregister zeigen die Erfolge (Abbildung 5), sie zeigen allerdings auch, dass die Emissionen seit 2011 wieder ansteigen. Zurückzuführen ist die Zunahme auf erhöhte Einträge über die kommunalen Kläranlagen, obwohl die Verbringung von 4-Nonylphenol und seinen Ethoxylaten aus der chemischen Industrie im gleichen Zeitraum weiter zurückgegangen ist. Insofern ist davon auszugehen, dass die wasserrechtlichen Instrumente durchaus ihre Wirkung zeigen, aber zur Reduzierung der 4-Nonylphenolkonzentrationen in Gewässern nicht ausreichen, da die diffusen Einträge von 4-Nonylphenol und seiner Ethoxylate zunehmen.

Ein Abgleich dieser Beobachtungen mit den Erkenntnissen aus Abschnitt 5.2.1 zeigt, dass der leichte Anstieg der 4-Nonylphenolkonzentrationen in einigen Gewässern durchaus im Zusammenhang mit den Einträgen aus kommunalen Kläranlagen stehen kann, allerdings erklärt dies nicht, warum nur in einigen Gewässern eine Konzentrationszunahme zu verzeichnen ist und warum der Konzentrationsanstieg in einigen Gewässern stärker ist. Zu prüfen wäre,

- ▶ ob hier andere Reinigungsstufen in den Kläranlagen vorliegen,
- ▶ dies auf die unterschiedlichen Nachweisgrenzen zurückzuführen ist oder
- ▶ ob es zusätzliche Einträge gibt.

Bisher fehlen Angaben darüber, ob die bestehenden Vorgaben der industriellen Einleiter umgesetzt werden. Hierfür erforderlich sind noch Daten über die Messungen im Rahmen der Eigenüberwachung. Eine Aussage darüber, welche industriellen Einleiter besonders problematisch sind, ist auf der jetzigen Datengrundlage noch nicht zu treffen.

Letztlich zeigen die Angaben im Schadstoffregister aber, dass ein hoher Anteil von 4-Nonylphenol über das kommunale Abwasser in die Gewässer gelangt. Hierfür sind weitere Maßnahmen an der Quelle notwendig, die die wasserrechtlichen Instrumente nicht leisten können.

5.2.3 Regulierung von 4-Nonylphenol an der Quelle

Dieser Abschnitt betrachtet die Regulierung von 4 Nonylphenol und seiner Ethoxylate jenseits des Wasserrechts an der Freisetzungsquelle, um zu klären, inwieweit bereits Vorgaben vorliegen, 4 Nonylphenol und seine Ethoxylate an der Quelle zu regeln und wo es bisher Defizite gibt oder weiterer Untersuchungsbedarf besteht.¹⁰⁸ Tabelle 11 stellt den derzeitigen Regelungsstand dar.

Tabelle 11: Darstellung der Regulierungen von 4-Nonylphenol an der „Quelle“ (Freisetzung jenseits des Wasserpfad)

III. „Quellen“ Freisetzung	Vorgaben	Überwachung	Defizite
----------------------------	----------	-------------	----------

¹⁰⁸ Die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe (BL 2015b, S. 215) gelangt in ihrer Bestandsaufnahme zu folgender Einschätzung: „Die Ergebnisse der SFA [Stoffflussanalyse] machen deutlich, dass Nonylphenolethoxylate in größeren Mengen über importierte Textilien nach Deutschland und von dort durch Auswaschungsprozesse in das Abwassersystem oder bei Produktentsorgung in die Abfallentsorgung gelangt. Auch mögliche Konzentrationen in Recyclingtoilettenpapier führen zu Einträgen über das kommunale Abwassersystem. Industrielle Indirekteinleitungen in das kommunale Abwassersystem wurden ebenfalls quantifiziert, spielen aber mit Blick auf die Gesamteinträge über diesen Eintragspfad inzwischen eine eher untergeordnete Rolle. Die Einträge über das kommunale Abwassersystem werden mit ca. 3 bis 3,5 t und die Einträge über industrielle Direkteinleiter auf Basis von PRTR (2011) mit 35 kg bilanziert.“

1. Stoffrechtliche Einstufung (CLP)	eingestuft als Gefahrstoff, H-Sätze: H 302, H 314, H 361, H410.		
2. Prozesse	REACH Anhang XVII, Nr. 46 Vermarktungsverbote für die dort genannten Verwendungen	Überwachung der Verwendungsverbote durch Vollzugsbehörden (Anlagen)	Nicht erfasste Prozesse?
\$\$ BVT-Schlussfolgerungen „Herstellung von Zellstoff, Papier und Karton“, EU-ABl. L 284/85 vom 30.9.2014.	1.1.2. Materialmanagement und gute Betriebspraxis ... Kombination folgender Techniken ... d Vermeidung des Einsatzes schädlicher Stoffe (z. B. nonylphenoethoxylathaltige Dispersionen oder Reinigungsmittel oder Tenside) und Substitution durch weniger schädliche alternative Stoffe	Soweit im Genehmigungs- bzw. Einleitungsbescheid konkretisiert und mit Überwachungsmaßnahmen verknüpft; siehe Tabelle 10	Welche Rechtsfolgen ergeben sich aus der Vorgabe zur „Vermeidung“? Im Entwurf zur Neufassung von Anhang 28 „Herstellung von Papier und Pappe“ zur AbwVO, Stand 30.10.2014, heißt es unter B (2): Das Abwasser darf nicht enthalten: ... APEO.
Das „Referenzdokument über die besten verfügbaren Techniken in der Textilindustrie“ (BREF, Stand Juli 2003) erwähnt APEO an mehreren Stellen.	APEO-frei wird z.T. als BVT beschrieben. Umsetzung erfolgt über AbwVO; siehe Tabelle 10.	dito	Die Arbeiten für eine BVT-Schlussfolgerung „Textilindustrie“ sind für 2016 vorgesehen.
Allg. Vorgaben TA Luft \$\$[Möglicher Eintrag in Gewässer über den Luftpfad]	Nach Nr. 5.2.5 Abs. 6 TA Luft der Klasse I zuzuordnen: Minderungspflichten nach Abs. 4: Massenstrom 0,1 Kg/ oder Massenkonzentration 20 mg/m ³	Alle Drei Jahre: Messung durch Anlagenbetreiber	Keine Einstellung der Freisetzung.
3. Produkte	REACH Anhang XVII, Nr. 46 Vermarktungsverbote für die dort genannten Verwendungen	Überwachung der Verwendungsverbote durch Vollzugsbehörden (Produkte)	Dokumentation der Überwachungsbefunde?
	PARCOM-Recomendation 92/8: Phase-out in häuslichen und industriellen Reinigungsmitteln		
Textilien/Leder	Beschränkungsvorschlag (Schweden): In modifizierter Form von RAC/SEAC im Juni 2014	Überwachung auch der Import-Erzeugnisse	noch nicht in der Umsetzung

Ausgangspunkt für die Regulierungen an der Quelle sind die Einstufung von 4-Nonylphenol als Gefahrstoff mit akutem und chronischen Schädigungspotential. Die Tabelle 11 zeigt, dass es bei 4-Nonylphenol Vorgaben zur Reduzierung der Eintragspfade in unterschiedlichen Industriezweigen gibt. Sie werden durch produktbezogene Vorgaben ergänzt. Ein generelles Verbot für die Verwendung von 4-Nonylphenol und seiner Ethoxylate ergibt sich aus diesen Vorgaben nicht. Jedoch verringern gezielte Vorgaben die Einleitungen, Emissionen und Verluste. So sieht etwa der schwedische Beschränkungsvorschlag vor, durch ein Verbot der Einfuhr von 4-nonylphenolhaltigen Erzeugnissen nach Europa die diffusen Einträge von 4-Nonylphenol da

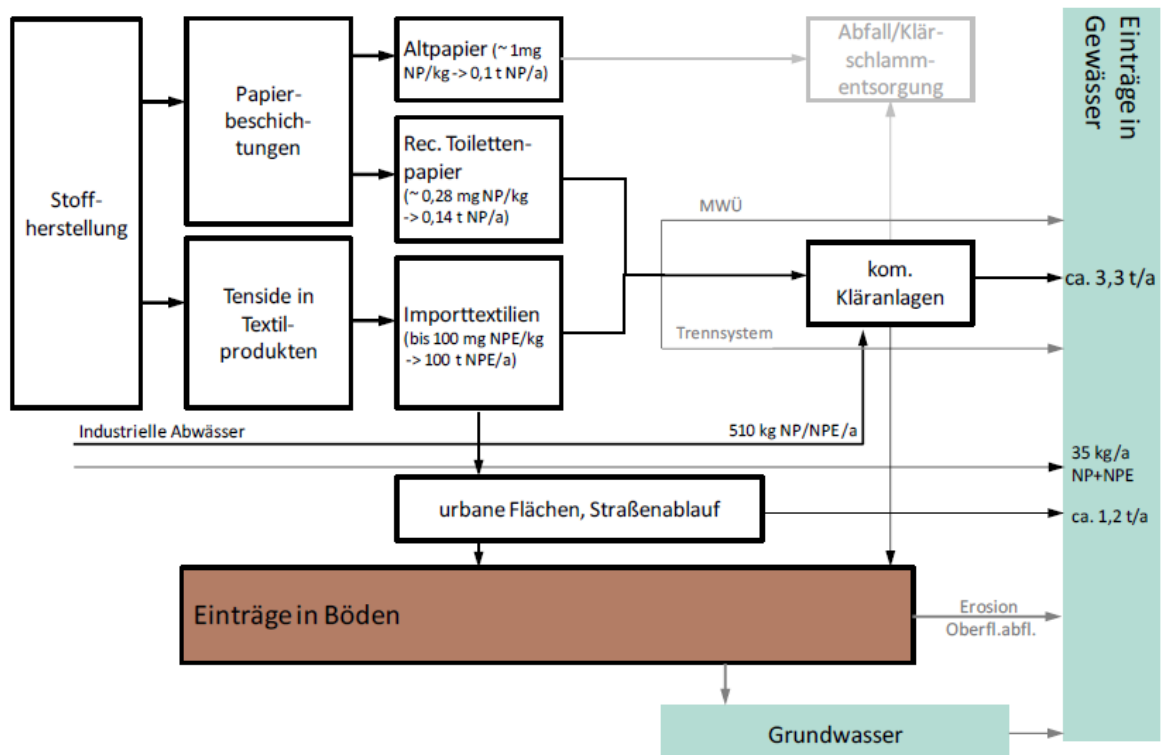
zu regulieren, wo dies aufgrund der vorliegenden Datenerhebung zurzeit sinnvoll erscheint¹⁰⁹. Damit würde eine derzeit noch bestehende diffuse Quelle geregelt.

5.2.4 4-Nonylphenol - Schlussfolgerungen

Die 4-Nonylphenol Konzentrationen lagen in den untersuchten Gewässern unterhalb der UQN. Dies steht im Einklang damit, dass eine Reihe von Vorgaben zur Reduzierung der Einträge von 4 Nonylphenol und seiner Etoxylate in Abhängigkeit zu den unterschiedlichen Industriezweigen existieren. Teilweise bestehen bereits Vorgaben zum Verzicht auf die Verwendung von 4 Nonylphenol und seiner Etoxylate.

Die Konzentrationen in den untersuchten Gewässern zeigen aber auch, dass immissionsseitig keine Anzeichen für ein erfolgreiches Phasing-out zu beobachten ist. Die PRTR-Daten zeigen seit 2010 wieder einen leichten Anstieg der Einträge aus kommunalen Kläranlagen. Da Monitoringdaten im Zuge der Eigenüberwachung fehlen, ist ungeklärt, ob die bestehenden Vorgaben der industriellen Einleiter umgesetzt werden. Die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe veranschaulicht die jährlichen Einträge in folgender Abbildung.¹¹⁰

Abbildung 6: Qualitative Nonylphenol Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen pro Jahr für den Zeitraum 2008/2010 in Deutschland (Quelle: Tettenborn und Hillenbrand 2014).



Die Daten des deutschen Schadstoffregisters zeigen, dass ein hoher Anteil von 4-Nonylphenol über die Haushalte in das kommunale Abwasser und in die Gewässer gelangt. Nach dem derzeitigen Stand ist hierfür der Eintrag über importierte 4-nonylphenolhaltige Bekleidung verantwortlich. Der schwedische Beschränkungsvorschlag würde diese Eintragsquelle verringern.

¹⁰⁹ Siehe hierzu auch Abschnitt 4.2.1

¹¹⁰ BL 2015b, Anlage 2. Methodenpapier Regionalisierte Pfadanalyse, S. 19

Die in den Gewässern vorliegenden Konzentrationen sind allerdings auch auf andere Quellen zurückzuführen, die bisher nicht erkannt sind.¹¹¹

5.3 Quecksilber

Quecksilber ist als toxischer, nicht abbaubarer¹¹² und bioakkumulativer Stoff wasserrechtlich als PHS eingestuft. Organische Quecksilberverbindungen sind besonders toxisch. Gemäß der CLP-Verordnung ist Quecksilber eingestuft als akut toxisch, Kategorie 2, beim Einatmen (H330); als reproduktionstoxisch, Kategorie 1B (H360D); als organschädigend bei wiederholter Exposition, Kategorie 1 (H372); als akut gewässergefährdend Kategorie 1 (H400) und als chronisch gewässergefährdend Kategorie 1, aufgrund sehr hoher Giftigkeit für Wasserorganismen mit langfristiger Schadwirkung (H410). Durch die geänderte UQN-RL 2013/39/EU ist Quecksilber als „ubiquitärer Stoff“ definiert. Die wichtigsten regulatorischen Maßnahmen sowie die entsprechenden Monitoringvorgaben fasst Tabelle 12 zusammen (für Einzelheiten siehe dann auch die folgenden Tabellen).

Tabelle 12: Regulierung und Monitoring von Quecksilber

Regulierung	Monitoring
WRRL: PHS seit 2008	Nach den Vorgaben der WRRL flussgebietsbezogen; Überwachung in Biota, verminderte Häufigkeit wg. ubiquitär vorkommender Belastung
POP-Verordnung: Kein POP; Minamata Konvention (noch nicht in Kraft)	-
REACH: Hg ist nicht auf der Kandidatenliste und nicht Zulassungspflichtig (Annex XIV), da kein PBT-Stoff, sondern ein Element. Beschränkungen nach Anhang XVI Nr. 18/18a	Nachmarkt-Kontrolle der Beschränkung durch die Mitgliedsstaaten
IVU-Richtlinie; siehe Tabelle 15	PRTR-VO 166/2006 Anhang II: in die Luft ab 10 kg/Jahr, in Gewässer ab 1 kg/Jahr, in den Boden ab 1 kg/Jahr; siehe auch Tabelle 15

¹¹¹ Die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe kommt zu folgendem Ergebnis (BL 2015b, S. 181 f.): „Trotz ausreichend sensibler Analytik im Sinne der OGewV sind Aussagen in Bezug auf die transportierte Gewässerfracht deutschlandweit nur für einzelne Subunits in den FGEen Elbe, Rhein, Oder und Maas möglich. Die berechneten Gewässerfrachten liegen in unterschiedlichen Jahren zwischen 20 und ca. 3.000 kg/Bezugsjahr. Für die FGEen Elbe, Rhein und Maas war keine Berechnung für den Gebietsauslass möglich. Im PRTR wurden einzelne Einträge für die FGEen [Flussgebietseinheiten] Rhein und Donau zu industriellen Einleitern und vereinzelt Einträge für die FGEen Elbe, Rhein, Donau, Ems und Schlei/Trave zu kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen berichtet. Für kommunale Abwasserbehandlungsanlagen wurde ein Emissionsfaktor für Nonylphenol von 13 mg/EW/a abgeleitet. Die Gesamtfracht von Nonylphenol aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland wird auf dieser Basis auf 1.518 kg/a für das Jahr 2010 geschätzt.“

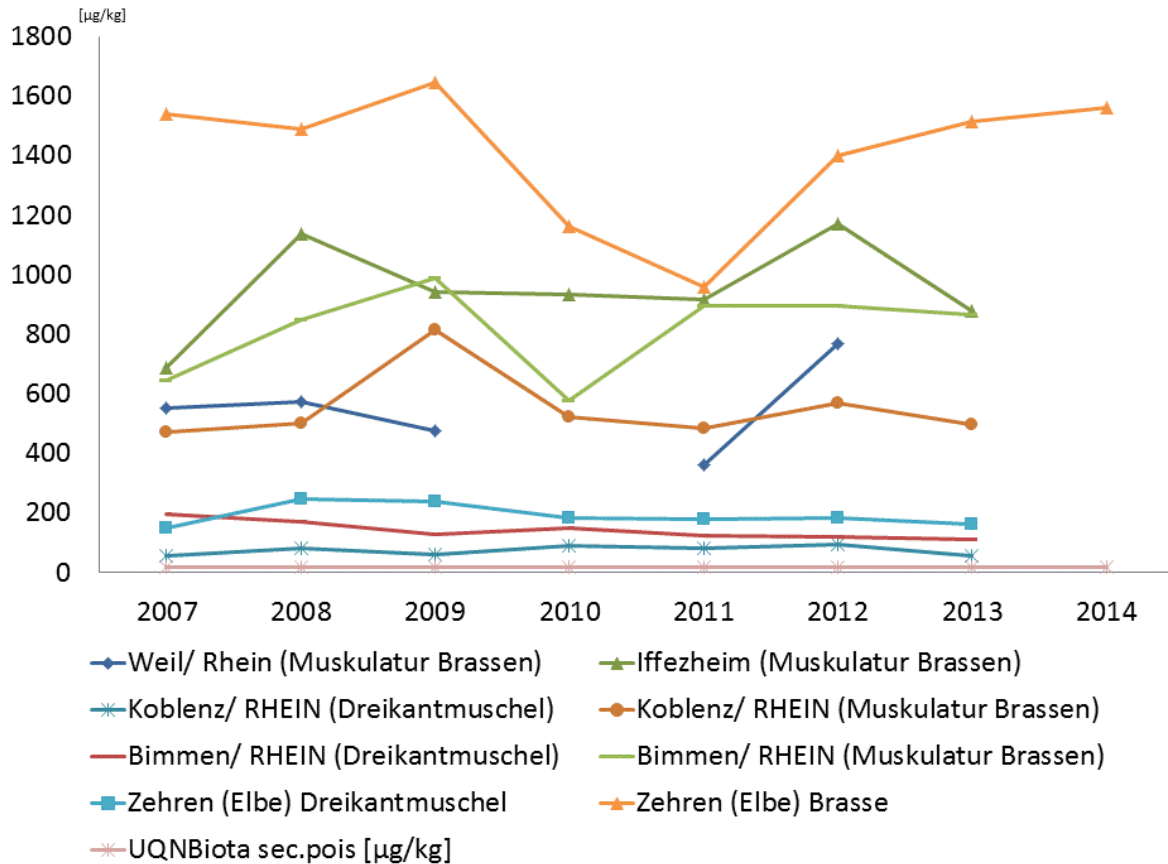
Mittels RPA wurden insgesamt drei Eintragungspfade bilanziert. Für Deutschland wurde ein Gesamteintrag Nonylphenol von ca. 4,5 t für das Jahr 2008 ermittelt. Haupteintragungspfade sind kommunale Kläranlagen und Urbane Systeme. Auf Grund der Relevanz des Stoffes in der Hälfte der FGEen und des Eintragungsgeschehens, sind weitere Untersuchungen für Nonylphenol deutschlandweit notwendig.“

¹¹² Quecksilber ist als Element nicht weiter abbaubar und daher persistent. Die in REACH festgelegten Kriterien für Persistenz wurden für organische Stoffe entwickelt ist. Ihre Anwendung auf anorganische Stoffe (wie z.B. Quecksilber) ist nicht vorgesehen. Daher können formal anorganische Stoffe die REACH-Persistenz-Kriterien nicht erfüllen – auch wenn sie de facto persistent sind.

5.3.1 Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie: Quecksilber

Dieser Abschnitt stellt anhand ausgewählter Messdaten dar, in welchen Konzentrationen Quecksilber in Biota vorliegt und welcher Trend auf der Grundlage der Daten zu beobachten ist. Verfügbar waren zahlreiche Messdaten der Umweltprobenbank.¹¹³ Ausgewertet wurden Daten zwischen 2007 und 2014 für den Rhein und eine Messstelle an der Elbe (Abbildung 7). Für die Saale lagen keine Daten vor, wohl aber Angaben aus Veröffentlichungen.

Abbildung 7: Biotakonzentrationen (Jahresmittelwerte) von Quecksilber in µg/kg an einzelnen Messstellen in dem Zeitraum zwischen 2007 und 2014.



Quelle: eigene Zusammenstellung.

Diese Abbildung verdeutlicht, dass der UQN_{Biota}-Wert durchgehend überschritten wird. Eine klare Tendenz in Richtung der Reduzierung der Belastung ist nicht zu beobachten.

Tabelle 13 beschreibt auf der ausgewerteten Datengrundlage den Ist-Zustand der Biotabelastung mit Quecksilber.

Tabelle 13: Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie RL (Quecksilber)

I. Ziele der WRRL	Ist-Zustand [Monitoring]	Defizite
UQN eingehalten UQN _{Biota sec.pois} 20 µg/kg	UQN _{Biota} : Jahresmittelwert an allen Messstellen überschritten.	Werte überschritten

¹¹³ <http://www.umweltprobenbank.de/de/documents/investigations/analytes> (Stand 27.01.2015).

(UQN _{Süßwasser} 0,05 µg/l) MAC UQN _{Süßwasser} 0,07 µg/l	Kein Trend nach unten, an einzelnen Messstellen hat sich die Konz. auf einen bestimmten Bereich eingependelt, an einzelnen Messstellen gehen die Konz wieder hoch, in der Saale Zunahme um 29 %.(Heiss 2013).	Keine klare Tendenz zur Reduzierung der Belastung erkennbar.
Schrittweise Einstellung (→ 0)		

Aus den bisherigen Daten lässt sich ablesen: Die UQN-Biota-Werte sind an allen Messstellen überschritten. Eine klare Tendenz zur Reduzierung der Belastung ist nicht erkennbar.

Schwierigkeiten liegen im Vorhandensein mengenmäßig bedeutender Quecksilber-Speicher (Sedimente). So ist die beobachtete Zunahme der Quecksilberkonzentration in den Fischproben in der Saale um 29% vermutlich auf eine Sedimentausbaggerung zurückzuführen.

5.3.2 Regulierung der Eintragspfade von Quecksilber im Wasserrecht

Im Wasserrecht ist als Ziel definiert, die Einleitungen, Emissionen oder Verluste von prioritär gefährlichen Stoffen (PHS) in die Gewässer zu beenden oder schrittweise einzustellen (siehe hierzu Kapitel 3). In Tabelle 14 sind die Vorgaben zur Reduzierung der Eintragspfade von Quecksilber zusammengestellt, ebenso wie verfügbare Informationen über die Umsetzung und Überwachung dieser Vorgaben. Auskünfte über die Einträge in die Gewässer und die Verbringung in das Abwasser waren für Quecksilber über das deutsche Schadstoffregister verfügbar (siehe hierzu auch Abschnitt 4.3), diese sind für die Gesamteinträge und für die für Quecksilber bedeutenden Industriezweige in Abbildung 8 für den Zeitraum 2007 bis 2012 dargestellt und zur besseren Übersicht in Abbildung 9 für den Zeitraum 2010 bis 2012 ebenso wie die separate Darstellung der Freisetzen von Quecksilber in die Gewässer im Zeitraum 2007 bis 2012 in Abbildung 10.¹¹⁴

¹¹⁴ http://www.thru.de/search/?no_cache=1&L=0 (Stand 25.01.2015) und von Beckers/Heidemeiner/Hilliges (2012) ausgewertet.

Abbildung 8: Freisetzungen von Quecksilber in die Gewässer und Verbringung von Quecksilber in das Abwasser in dem Zeitraum 2007 bis 2012. Quelle: eigene Zusammenstellung.

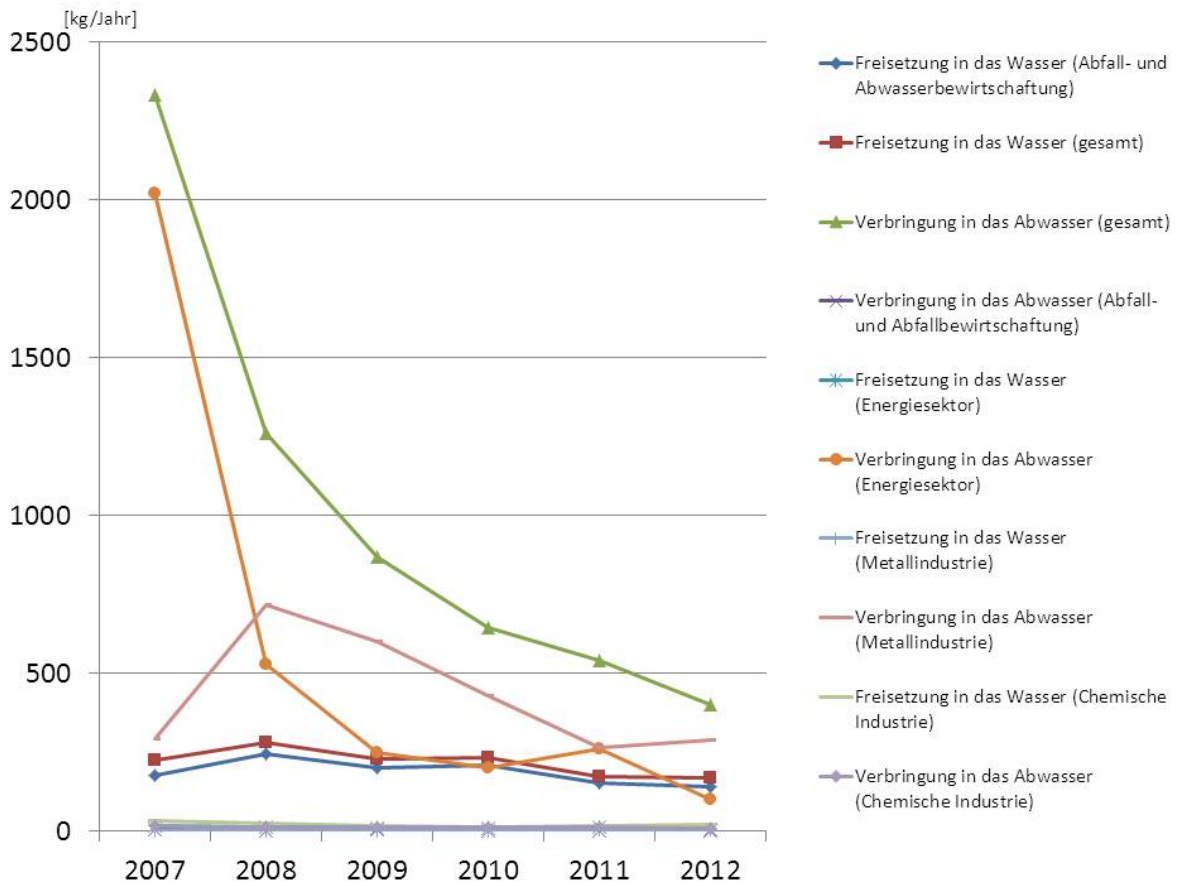


Abbildung 9: Freisetzungen von Quecksilber in die Gewässer und Verbringung von Quecksilber in das Abwasser in dem Zeitraum 2010 bis 2012. Quelle: Eigene Zusammenstellung.

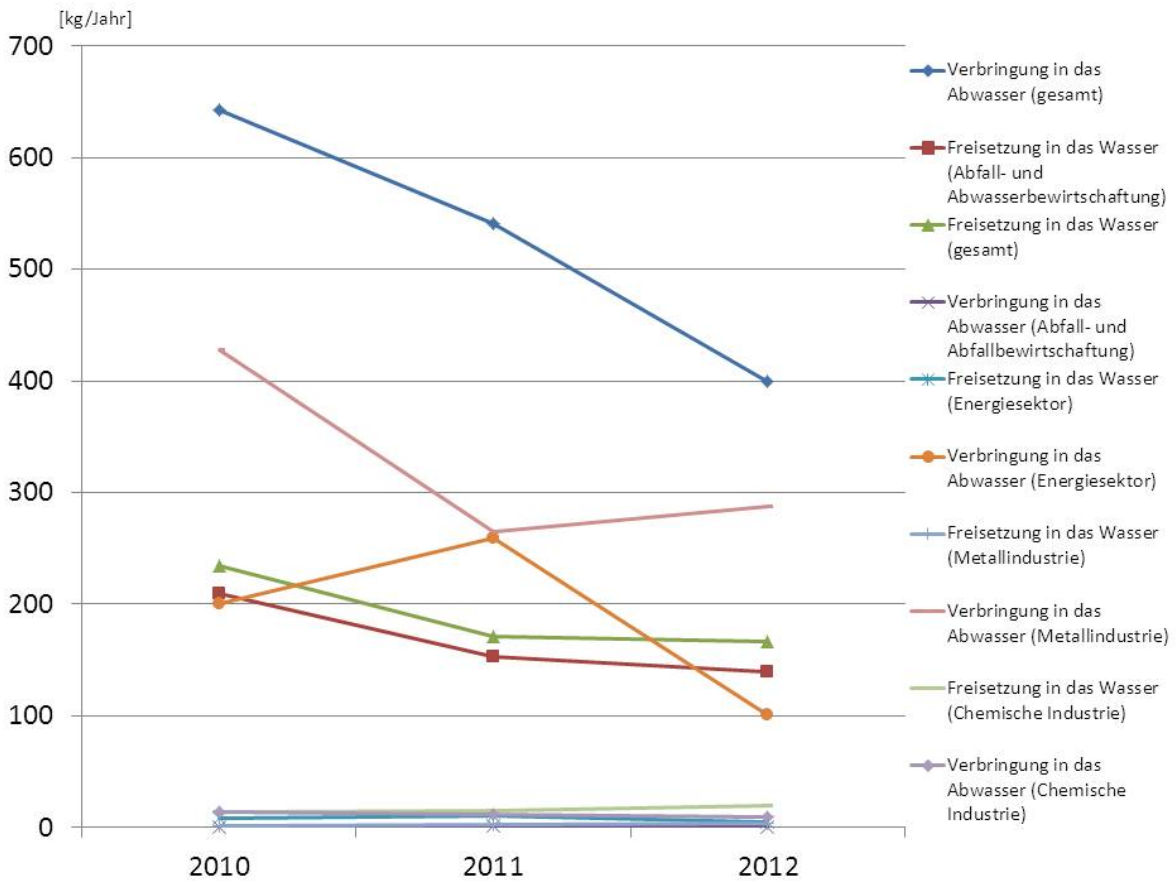


Tabelle 14: Darstellung der Regulierung der Eintragspfade aus der Perspektive des Wasserrechts für Quecksilber

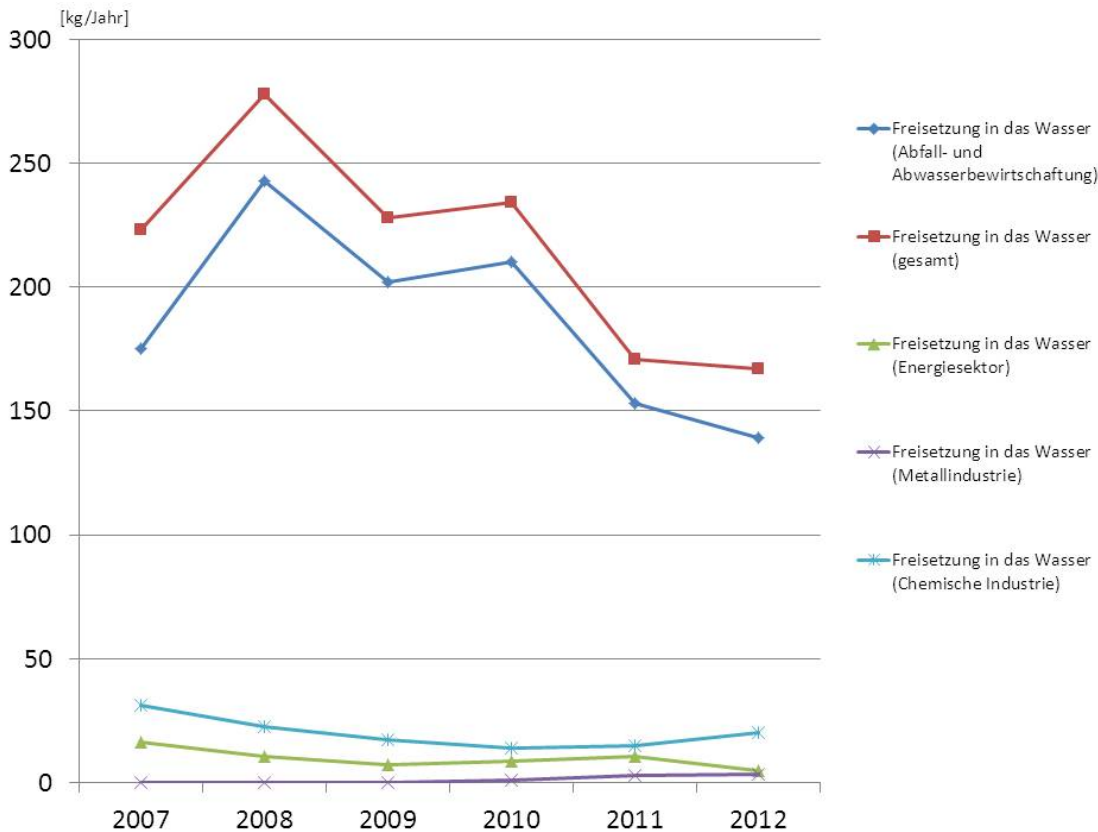
II. Eintragspfad	Vorgaben	Überwachung/ Inventories	Defizite
Direkteinleitung, industriell	Abwasserverordnung	alle: Selbstüberwachung nach § 61 WHG + Mitteilungspflicht an das PRTR ¹¹⁵ ab einer jährlichen Freisetzung in Gewässer von 1 kg	alle: z.T. nutzenbezogene Frachtbegrenzungen, aber keine absoluten Frachtobergrenzen
Anhang 22: Chemische Industrie	Anforderungen an das Abwasser vor Vermischung: Qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe: 50 bzw. 1 µg/l Quecksilber	dito	dito
Anhang 23: Biol. Abfallbehandlung	Abwasser vor Vermischung: 50 µg/l Quecksilber	dito	dito
Anhang 27 CP-Anlagen sowie Altölaufarbeitung	Abwasser vor Vermischung: 50 µg/l Quecksilber	dito	dito
Anhang 31 Wasseraufbereitung	Abwasser vor Vermischung: 30 µg/l Quecksilber (24-Stunden-Mischprobe)	dito	dito
Anhang 33 Wäsche von Abgasen aus der Verbrennung von Abfällen	Abwasser vor Vermischung: 30 µg/l Quecksilber (24-Stunden-Mischprobe); F Anforderungen für vorhandene Einleitungen: Fracht - 9 Milligramm je Tonne Abfall:	dito	dito
Anhang 39 Nichteisenmetallherstellung	Abwasser vor Vermischung: 50 µg/l Quecksilber Produktionsspezifische Fracht 1 g/t	dito	dito
Anhang 40 Metallbearbeitung, Metallverarbeitung	Batterieherstellung: Abwasser vor Vermischung: 50 µg/l Quecksilber;	dito	dito
Anhang 42 Alkalichloridelektrolyse	Vorhandene Einleitungen (Amalgam) an der Einleitungsstelle: 50 µg/l und 0,3 g/t Quecksilber	dito	dito
Anhang 47 Wäsche von Rauchgasen aus Feueranlagen	Abwasser vor Vermischung: Quecksilber 30 µg/l Quecksilber + Chloridbezogene Begrenzung der Fracht	dito	dito
Anhang 48 Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe	Teil 3: 50 µg/l Quecksilber + prozessbezogene Sonderregelungen (u.a. für Titan-dioxid: 0,1 g/t im Chlorid- und 1,5 g/t im Sulfatverfahren)	dito	dito
Anhang 51 Oberirdische Ablagerung von Abfällen	Abwasser vor Vermischung: 50 µg/l Quecksilber	dito	dito
Anhang 53 Fotografische Prozesse	vor Vermischung (aus Bädern): 50 µg/l Quecksilber	dito	dito

¹¹⁵ Für eine Auswertung der PRTR-Daten siehe Beckers/Heidemeiner/Hilliges, Kohlekraftwerke im Fokus der Quecksilberstrategie, 2012.

II. Eintragspfad	Vorgaben	Überwachung/ Inventories	Defizite
Anhang 55 Wäschereien	Waschen von Putztüchern etc.: vor Vermischung 50 µg/l Quecksilber	dito	dito
Direkteinleitung, kommunal	Keine Stoffspezifische Vorgabe	PRTR für 2012: Freisetzung in das Wasser 133 kg; Verbringung in das Abwasser 2,03 kg.	Keine Stoffspezifische Vorgabe
Indirekteinleiter (industriell)	Nach § 58 WHG genehmigungspflichtig, soweit in der AbwVO (siehe unter 1), quellen bezogene Anforderungen zu finden sind	Selbstüberwachung nach § 61 WHG	wie unter 1.
Indirekteinleiter (Zahnbehandlung)	Amalgamabscheider mit Wirkungsgrad von mind. 95%	dito; Wartungsbericht, Annahmebescheinigung für Abscheidegut	Umsetzung im Praxisalltag; siehe BayLfU ¹¹⁶
Sonstige Einträge			
Trennsysteme/Überläufe			Dokumentation
Landwirtschaft			dito
Exposition / Drainage			dito
Atmosphäre	Luftemissionen: zu 90% Emission in flüchtiger Form (10% staubförmig). 60% der Emissionen durch Brennstoff Holz. Größte Emissionsquellen 2020: Heiz- und Stromkraftwerke und Zementherstellung (siehe Abschnitt 5.3.3).	Emissionserklärung, Meldung an PRTR	Holzverbrennung erfasst?

¹¹⁶ Bayerisches Landesamt für Umwelt, Merkblatt Nr. 4.5/2-50, Stand: 1.11.2011, Hinweise zu Anhang 50 zur Abwasserverordnung (Zahnbehandlung), unter 3.

Abbildung 10: Freisetzungen von Quecksilber in die Gewässer in dem Zeitraum 2007 bis 2012.



Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Die Tabelle zeigt, dass es für Quecksilber eine Vielzahl von Regulierungen im Wasserrecht gibt, die zu einer Verringerung der Einträge in die Gewässer führen (siehe Abbildung 8 bis Abbildung 10). In das Abwasser gelangen die größten Mengen an Quecksilber zurzeit über die Metallindustrie und über den Energiesektor. Die Einträge in der Metallindustrie sind zum größten Teil auf die Gewinnung von Nichteisenrohmetallen aus Erzen zurückzuführen, im Energiesektor auf Verbrennungsanlagen (> 50 MW). In die Gewässer wiederum gelangen die größten Mengen über die Abfall- und Abwasserbewirtschaftung und hier im speziellen über die kommunale Abwasserbehandlungsanlagen (> 100 000 Einwohnergleichwerten).

Als Defizite können auftreten:

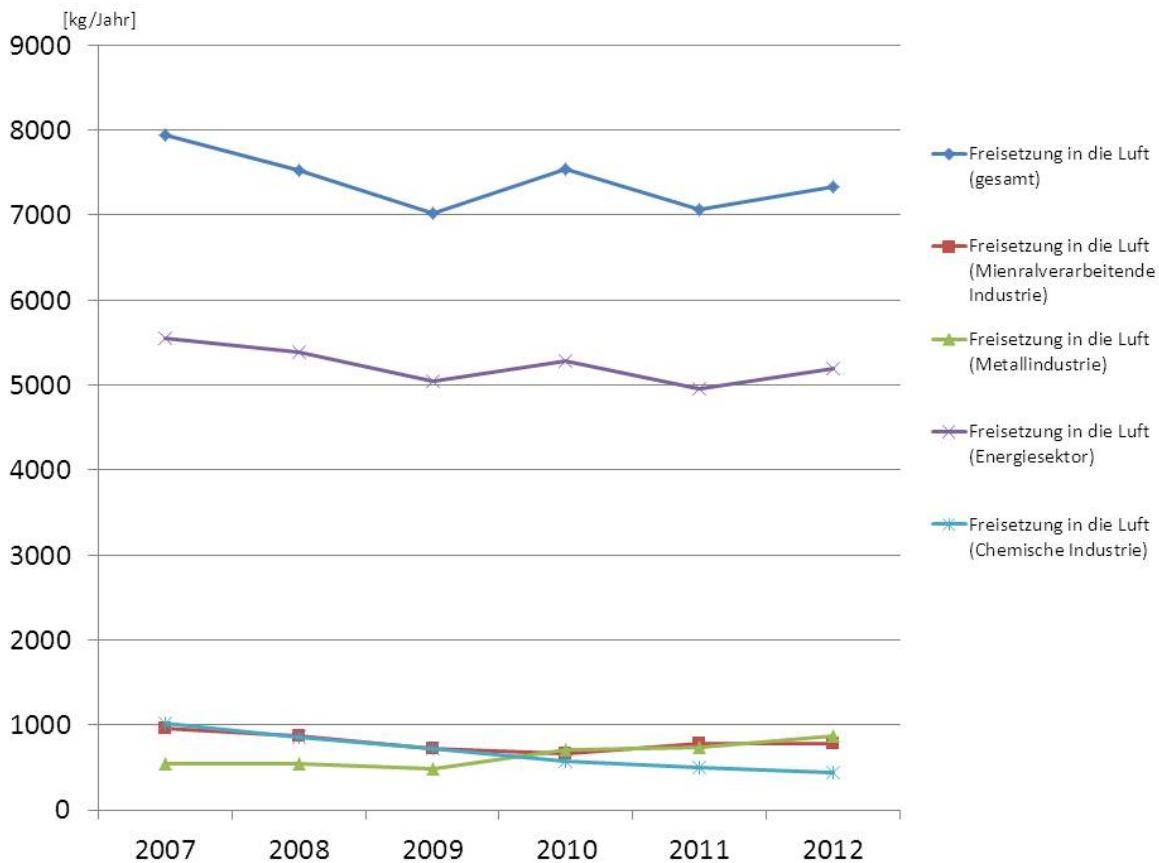
1. Umsetzungsdefizite bei einzelnen Einleitern. Fehlende Maßnahmen bei der Emissionsminderung.
2. Defizite in der Datenlage, so dass unklar ist, worauf die Umsetzungsprobleme zurückzuführen sind.

Bei Quecksilber sind die wichtigsten Eintragspfade landwirtschaftliche Flächen über Erosion, Drainage und Abschwemmung, niederschlagsbedingte Einträge aus urbanen Flächen und kommunale Kläranlagen. Die mit der Verwendung von Quecksilber bzw. von mit Quecksilber belasteten Rohstoffen verbundenen Stoffströme sind über die Abwasser-, Abgas-, Abfall- und Produktpfade auf vielfältige Weise miteinander verknüpft, so dass es nicht möglich ist, den einzelnen Verwendungsbereichen die unterschiedlichen Gewässerbelastungen zuzuordnen. Die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe gelangt in ihrer Bestandsaufnahme zu folgender Einschätzung (BL 2015, 221): „Im Bereich der Urbanen Systeme sind Messungen im Misch- und Trennsystem unverzichtbar, um die Stoffströme besser abbilden zu können. Aktuelle und repräsentative Hg-Konzentrationen im gewerblichen Abwasser werden dringend benötigt. Ein vollständiger Datensatz mit allen industriellen Direkteinleiter und ihren Stofffrachten ist essentiell für die Komplettierung dieses Eintragspfads.“

5.3.3 Regulierung von Quecksilber an der Quelle

Dieser Abschnitt betrachtet die Regulierung von Quecksilber jenseits des Wasserrechts an der Freisetzungsquelle, um aufzuzeigen, wo Vorgaben vorliegen, Quecksilber an der Quelle zu regeln und wo es bisher Defizite gibt oder weiterer Untersuchungsbedarf besteht. Tabelle 15 stellt den derzeitigen Regelungsstand dar. Auskünfte über die vorhandenen Freisetzungen von Quecksilber in die Luft und in den Boden sind ebenso wie für direkte Freisetzungen in die Gewässer (siehe hierzu Abschnitt 5.3.2) über das deutsche Schadstoffregister verfügbar (siehe hierzu auch Abschnitt 4.3), diese sind für die Freisetzung in die Luft in Abbildung 11 für die bedeuteten Industriezweige dargestellt, Freisetzungen in den Boden waren nicht registriert.¹¹⁷

Abbildung 11: PRTR Luft Quecksilber



Quelle: Eigene Zusammenstellung.

¹¹⁷ <http://www.thru.de/search/?c=search&a=grid&detail=3&L=0> (Stand 11.02.2015).

Tabelle 15: Darstellung der Regulierungen von Quecksilber an der „Quelle“ (Freisetzung jenseits des Wasserpfades)

III. „Quellen“ Freisetzung	Vorgaben	Überwachung	Defizite
Stoffrechtliche Einstufung (CLP-Verordnung)	eingestuft als Gefahrstoff, H-Sätze: H 330, H 360D, H 372, H400, H410.		
Prozesse/Produktion	Emissionen:	PRTR	
Kohlekraftwerke und andere feste Brennstoffe,	13. BImSchV: § 4 Abs. 1 Nr. a Lit. b): 0,03 mg/m ³	§ 20 Abs. 1 Nr. 1 13. BImSchV: Kontinuierlich Anhang V Teil 3 Nr. 4 IVU-RL: Messung „mindestens einmal pro Jahr“	Lediglich Konzentrationsgrenzwert; keine Begrenzung der Fracht IVU: Nur jährliche Messung
Abfallverbrennung	Ebenso für Abfallverbrennung (§ 8 Abs. 1 Nr. 1 Lit. g) 17. BImSchV) Anhang VI Teil 3 Nr. 1.3 + Teil 4 2.2 IVU-RL: 0,05 mg/m ³ (→ Luft); Anhang VI Teil 5 Nr. 2 IVU-RL: 0,03 mg/l (→ Abwasser aus Abgasreinigung);	§ 16 Abs. 1 Nr. 1 17. BImSchV: Kontinuierlich Anhang VI Teil 6 Nr. 1.1 IVU-RL Messungen „müssen repräsentativ sein.“: Abwasser (Anhang VI Teil 5 Nr. 3.1c IVU-RL): mindestens monatliche Messung (24 h Mischprobe)	keine Begrenzung der Fracht dito; außerdem: keine kontinuierlichen Messungen
Sonstige Industrieanlagen	Nr. 5.2.2 TA Luft: 0,05 mg/m ³	Einzelmessung; 3-jährlich	keine Begrenzung der Fracht
Immission (Deposition)	TA Luft, Nr. 4.5.1 Tabelle 6: 1 µg/(m ² x d), bei einem Bagatellmassenstrom von 2,5 g/h		
Produkte REACH	Nr. 18/18a Anhang XVII REACH: detaillierte Regelungen für Verwendungen und Erzeugnisse	Vollzugsbehörden für Produkt-/Chemikalienrecht	Dokumentation der Überwachungsbefunde?
Batterien (Richtlinie 2006/66/EG)	0,0005 Gew.-%-Grenzwert in Batterien; bei Knopfzellen bis zu 2 Gew.-% (§ 3 Abs. 1) Rücknahmepflicht für Fahrzeug-/Industrialtbatterien	Vollzugsbehörden für Produkt-/Chemikalienrecht	Dokumentation der Überwachungsbefunde? Freisetzung bei der Aufbereitung im Ausland (etwa Ghana)
Klärschlamm, landwirtschaftlich verwertet	Hg-Gehalt im Klärschlamm ist auf 8 mg/kg Trockensubstanz begrenzt. Für den Boden liegt der Grenzwert bei 1 mg/kg TS AbfKlärV 2012	Bodenuntersuchung durch den Betreiber der Abwasserbehandlungsanlage, 10-jährlich wiederkehrend Klärschlammproben: Alle sechs Monate (§ 3 AbfKlärV 2012)	Die Daten der Kontrolluntersuchungen für landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme zeigen einen deutlichen Rückgang der Hg-Belastungen bis 2000, in den letzten Jahren sind die Konzentrationen weitgehend konstant geblieben (Hillenbrand 2006, S. 21).
Remobilisierung		Dimensionen grob bekannt	

Tabelle 15 zeigt, dass verschiedene Maßnahmen die Freisetzung von Quecksilber an der Quelle begrenzen. Ausgangspunkt für die Regulierungen an der Quelle sind die Einstufung von Quecksilber als Gefahrstoff mit akutem und chronischen Schädigungspotential. Die EU-Verordnungen 2012-847/848 untersagen – in Erweiterung bereits bestehender Beschränkungen nach Anhang XVII REACH – das Inverkehrbringen (und damit

auch den Import) quecksilberhaltiger Messgeräte ab April 2014 sowie von Erzeugnissen bzw. deren Bestandteilen, die Phenyl-Hg-Verbindungen oberhalb von 0,01 Gewichtsprozent ab dem 10. Oktober 2017.

Im Hinblick auf Freisetzung auf dem Luftpfad finden sich emissionsseitige Vorgaben in der IVU-/IE-Richtlinie (umgesetzt in der 13. und 17. BImSchV sowie in der TA Luft) sowie immissionsseitig in der Richtlinie 2004/107/EG zur Luftqualität. Der (internationale) Stand der Technik erlaubt aber wohl weitergehende Maßnahmen zur Emissionsminderung.¹¹⁸

Für den landwirtschaftlichen Einsatz von Schlämmen aus der Abwasserbehandlung finden sich Vorgaben in der Klärschlamm-RL (86/278/EWG) bzw. der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 2012). Programmatische Aussagen finden sich in der Gemeinschaftsstrategie Quecksilber der Europäischen Kommission (KOM(2005) 20 endgültig vom 28.01.2005). Als völkerrechtlicher Vertrag wurde am 19. Januar 2013 eine Konvention unterzeichnet, die den Eintrag von Quecksilber (Minamata-Konvention) regelt.¹¹⁹

Dennoch sind hohe Einträge von Quecksilber in die Umwelt festzustellen. Haupteintragsquelle für Quecksilber sind die Einträge des Energiesektors in die Luft und hier insbesondere der Eintrag über Kohleverbrennungsanlagen. In geringerem Maße führen auch die Mineralverarbeitende Industrie, Metallindustrie und Chemische Industrie zu Einträgen in die Luft.

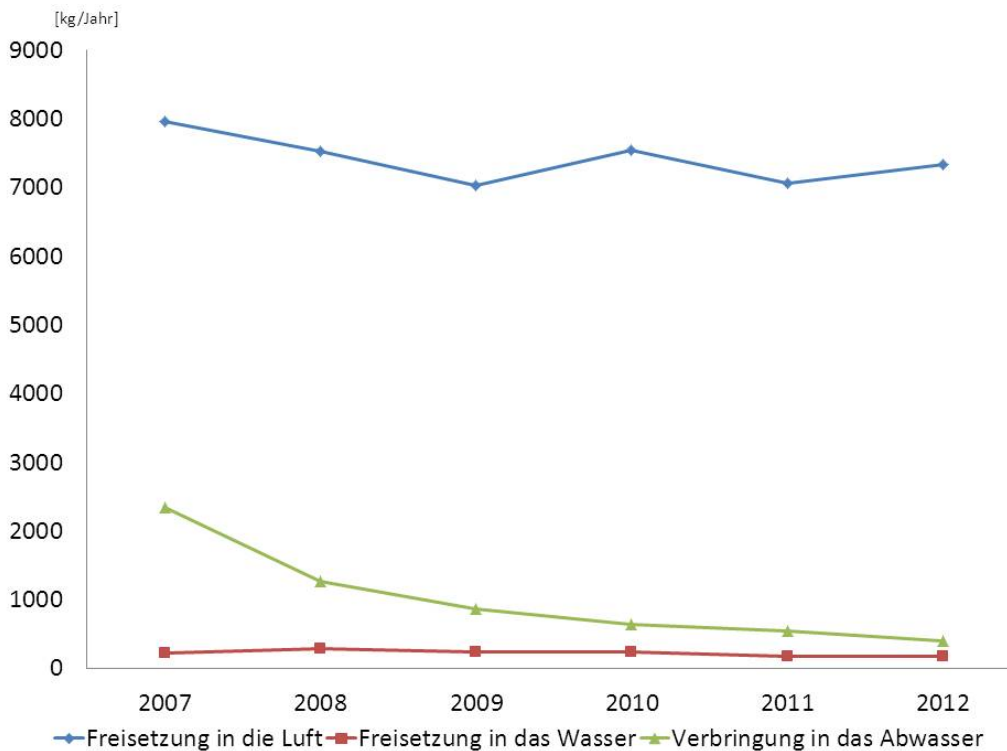
5.3.4 Quecksilber - Schlussfolgerungen

Bei Quecksilber machen Einträge in die Gewässer aus der Atmosphäre in Deutschland mehr als 80% der Gesamteinträge aus (Abbildung 12). Die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe formuliert folgenden Befund (BL 2015b, 221): Es „dominieren die diffusen Eintragspfade mit Werten zwischen 90% und nahe 100%“, wobei allerdings zu berücksichtigen sei, „dass dies auch die Eintragspfade mit den größten Datenunsicherheiten sind.“

¹¹⁸ Siehe die Nachweise bei Zeschmar-Lahl, Quecksilberemissionen aus Kohlekraftwerken in Deutschland – Stand der Technik der Emissionsminderung, 2014 (download über: https://www.gruene-bundestag.de/themen/energie/kohlekraftwerke-und-quecksilber_ID_4391592.html) (Stand 1.2.2015).

¹¹⁹ Die Konvention tritt in Kraft, sobald mindestens 50 Staaten sie in innerstaatliches Recht umgesetzt (ratifiziert) haben. Mittlerweile wurde das Übereinkommen von 128 Staaten gezeichnet und von neun ratifiziert (Stand November 2014; siehe www.bmub.bund.de/P2758/).

Abbildung 12: Freisetzungen von Quecksilber in dem Zeitraum von 2007 bis 2012.



Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Zu ihrer Begrenzung sind Maßnahmen außerhalb des Wasserrechts erforderlich; zu begrenzen sind Freisetzungen auf dem Luftpfad, vor allem aus der Verbrennung von Kohle. Der kausale Zusammenhang von Freisetzungsquelle zu dem jeweiligen Gewässerkörper ist nur schwer herzustellen; auch dann nicht, wenn es sich zugleich um einen Direkteinleiter handelt.¹²⁰ Unter dem Industrieanlagenrecht gilt: Solange eine Anlage die luftbezogenen Emissionsgrenzwerte nach dem Stand der Technik einhält (siehe Tabelle 15) und auch die Immissionsgrenzwerte nicht überschreitet, muss nach geltendem Immissionschutzrecht die Behörde die Genehmigung erteilen. Atmosphärische Einträge in die Luft sind im Rahmen der wasserrechtlichen Bewirtschaftung und der Einleiterlaubnis von der Wasserbehörde zu beurteilen.¹²¹ Soweit sich ein nennenswerter Beitrag des Direkteinleiters über den Luftpfad ergibt, kann dies Veranlassung für – ggf. nachträgliche – Nebenbestimmungen sein. Ähnlich wie beim "Waldsterben" wird aber oftmals der Beitrag eines einzelnen Emittenten für die Belastung des Gewässers marginal bleiben. Erst durch Summation aus einer Vielzahl von Quellen und dem Ferntransport der Stoffe kommt es zu einem signifikanten Eintrag; in einer derartigen Konstellation sind punktuellenbezogene Maßnahmen kaum zu begründen.

Möglichkeiten, mit dem Instrumentarium des deutschen Wasserrechts die Freisetzung von Quecksilber in die Luft zu vermindern, stehen letztlich nicht zur Verfügung. Damit fehlt eine medienübergreifende Verantwortung für den Eintrag in die Umwelt.

Begrenzt, aber weiterhin zulässig ist zudem das Verbringen von quecksilberhaltigen Klärschlämmen auf landwirtschaftliche genutzte Flächen.

¹²⁰ OVG Münster vom 1.12.2011, Rn. 486 ff. – Trianel; siehe dazu *Laskowski*, Kohlekraftwerke im Lichte der EU-Wasserrahmen-Richtlinie, ZUR 2013, 131 ff.

¹²¹ Siehe OVG Münster vom 1.12.2011, Rn. 495 f. (Trianel).

Produktbezogen ist ein relativ dichtes Regelwerk zu konstatieren. Es besteht Forschungsbedarf, ob hier noch Regelungslücken bestehen.

Die im Monitoring beobachteten Verzögerungen zwischen den rechtlichen Maßnahmen und dem Rückgang der Umweltkonzentrationen könnten ihre Ursache in Stoffdepots in langlebigen Produkten, Sedimenten und anderen Stoffsenken haben. Eine andere Ursache kann sein, dass die bestehenden Maßnahmen nicht ausreichen.¹²² Bisher sind Kausalzusammenhänge zwischen einer Belastung und evtl. Einträgen unsicher.¹²³ Eine zeitlich differenzierte Betrachtung der Quecksilberkonzentrationen in Fischen in der Saale hat gezeigt, dass bei zeitlich differenzierter Betrachtung des Trends die Situation seit 2002 weitgehend stabil geblieben ist. Austräge stromabwärts entsprechen den diffusen Einträgen. Grenzüberschreitende Einträge aus der Luft und die Remobilisierungen von Stoffen aus Stoffdepots in der Technosphäre (Produkte, Abfall) oder der Umwelt (Sedimente) finden weiterhin statt. Sie sind durch lokale wasserwirtschaftliche Maßnahmen nicht wirksam zu beherrschen (2013/39/EG ErwGr.12) (Heiss 2012).

Die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe gelangt in ihrer Bestandsaufnahme zu folgendem Fazit (BL 2015b, 227): „Dabei sind die diffusen Eintragspfade und speziell Einträge über Grundwasser, Dränagen und Erosion dominant. Auf Grund der Relevanz von Quecksilber, des beschriebenen flächenhaften Eintragsgeschehens, der mit der RL 2013/39/EU festgelegten Biota-UQN, die flächendeckend überschritten wird und mit Blick auf die aktuell bestehenden Unstimmigkeiten der vorliegenden Informationen v.a. zu kommunalen Punktquellen, sind deutschlandweit weitere Untersuchungen für Quecksilber notwendig.“

5.4 Zusammenfassung

5.4.1 Erreichte Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie

Die Analyse der drei Beispielstoffe zeigt, dass jeder Stoff spezifische Probleme bei der Umsetzung der Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie aufwirft.

Quecksilber und PFOS liegen in Gewässern nach wie vor in Konzentrationen oberhalb der UQN vor. Daten aus der Umweltprobenbank des Umweltbundesamtes zeigen bei PFOS Überschreitungen in 95% der Fälle, bei Quecksilber in 100% der Fälle. 4-Nonylphenol liegt zurzeit in Konzentrationen unterhalb der UQN vor.

Die Daten der Umweltprobenbank zeigen für PFOS einen Trend in der Reduzierung der Einträge, allerdings steigt gleichzeitig die Belastung der Gewässer mit ähnlichen Verbindungen, die bisher nicht über die Wasserrahmen-Richtlinie geregelt sind.

Bei 4-Nonylphenol ist zurzeit teilweise ein leichter Anstieg zu beobachten, hier ist zu klären, ob dieser Anstieg alleine über die importierten Textilien zu erklären ist, oder ob es weitere bislang nicht erkannte oder nicht geregelte Einträge gibt.

Die Biotadaten für Quecksilber zeigen keinen deutlichen Trend nach unten, an einzelnen Messstellen hat sich die Konzentration auf einen bestimmten Bereich eingependelt, an einzelnen Messstellen steigen die Konzentrationen wieder an. Nach wie vor ist es im Rahmen der rechtlichen Vorgaben möglich, große Mengen Quecksilber in die Luft (und über den Luftpfad – u.a. durch Ferntransporte – dann letztlich in die Gewässer) aber auch in das Wasser und über Klärschlämme in die Böden freizusetzen. Allerdings ist ein deutlicher

¹²² Siehe die Daten aus dem PRTR unter <http://www.thru.de/thrude/auswertung/top-thema/automatisches-archiv/januar-2013-quecksilber-aus-industriebetrieben-in-deutschland/>. Siehe auch Beckers et al. (Fn. 116).

¹²³ So bereits Hillenbrand 2007, Rn. 178. Die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe gelangt zu der Einschätzung (BL 2015b, S. 220), „dass die Einträge aus kommunalen Kläranlagen, die mittels des derzeit im PRTR hinterlegten Emissionsfaktors berechnet werden, überschätzt werden. Auf Grund der hinterlegten Informationen ist nur bedingt abzuschätzen, für welche Betriebe das zutrifft. Um einheitlich vorzugehen, wurden die mittels des neuen Emissionsfaktors berechneten Einträge verwendet. Weitere Analysen sind zwingend durchzuführen, können aber im Rahmen des Abschlussberichtes nicht im Detail geleistet werden.“

Rückgang der direkten Einträge von Quecksilber in Gewässer zu beobachten, der sich als Tendenz in den Biota Daten allerdings nicht widerspiegelt, bisher auch nicht zeitlich verzögert. Insofern ist hier davon auszugehen, dass das Problem der hohen Quecksilberkonzentrationen auch auf die hohen Hintergrundwerte bzw. auf Remobilisierungen zurückzuführen ist.

Die Analyse zu den drei Beispielstoffen zeigt auch, dass es Defizite in einer einheitlichen und koordinierten Datenerfassung¹²⁴ erforderlich ist zudem eine Abstimmung, für welche Stoffe Biotadaten zu erheben sind.

5.4.2 Regulierung der Eintragspfade im Wasserrecht

Die schrittweise Einstellung der Einträge ist für keinen der Beispielstoffe über die Regulierung der Eintragspfade durch das Wasserrecht zu erreichen. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass sich die emissionsbezogenen Vorgaben im Wasserrecht weitgehend am Stand der Technik zur Begrenzung der Emissionen orientieren und nicht am Phasing-out-Ziel. Zum anderen bleibt aber offen, ob über eine strukturierte und koordinierte Vorgehensweise zwischen den zuständigen Akteuren weitere Maßnahmen über das Wasserrecht möglich sind. Nicht verfügbar waren beispielsweise Emissionsdaten, auf deren Grundlage sich eine Aussage treffen lässt, ob und wie die Vorgaben aus der AbwVO in Einleitungsbescheide umgesetzt wurden oder ob hier weitere emissionsbegrenzende Maßnahmen technisch möglich bzw. im Hinblick auf die Aktualisierungspflicht nach Art. 11 Abs. 3 Lit. g Satz 2 erforderlich sind.

Emissionsmessdaten lagen lediglich von einzelnen kommunalen Direkteinleitern vor. Hier zeigte sich, dass weitere Maßnahmen erforderlich sind.

Für PFOS, 4-Nonylphenol und Quecksilber sind direkte und diffuse Eintragspfade bekannt. Ungeklärt ist, ob die Regulierung der Eintragspfade von den industriellen Direkteinleitern umgesetzt wird, denn hier besteht über das Wasserrecht noch Handlungsspielraum. Dies erfordert spezifische Auswertungskonzepte der Wasserbehörden, um durch ein koordiniertes Vorgehen Überschreitungen festzustellen. Denn erforderlich hierfür ist der Abgleich der Emissionsdaten mit den Einleitbescheiden. ggf. sind hier Daten einzufordern und entsprechende Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge zu formulieren.

Keine Instrumente hat das Wasserrecht,

1. diffuse Quellen über die Eintragspfade alleine zu regeln. Lediglich diffuse Freisetzungen, die den Weg in die kommunale Kläranlage finden, führen im Ergebnis wieder zu Direkt-Einleitungen, die in den Anwendungsbereich des Wasserrechts fallen. Einzige Möglichkeit ist hier, mittels nachgeschalteten Reinigungsmaßnahmen (also „end of the pipe“-Technologien, die meist mit erheblichen Kosten verbunden sind) den Eintrag über die kommunalen Kläranlagen zu reduzieren.
2. den – grundsätzlich erfassten – Schadstoffeintrag in Gewässer über den Luftpfad zu vermindern;¹²⁵ auf diese Einträge hat das Wasserrecht keinen unmittelbaren Zugriff.
3. die Aufkonzentrierung persistenter Substanzen zu reduzieren. Das UQN-Konzept ist – jenseits des UQN-Biota – für das Verhalten persistenter Stoffe in der Umwelt nicht ausgelegt.

Damit lässt sich die Ausgangshypothese bestätigen, dass das europäische Wasserrecht in seinem emissionsbezogenen Regelungsbereich keine hinreichend konkreten Instrumente bereitstellt, um das Phasing-out-Ziel zu erreichen. Die Kommission ist insbesondere ihrer Verpflichtung nach Art. 16 Abs. 6 WRRL bislang nicht

¹²⁴ So liegen für den gleichen Stoff im gleichen Jahr unterschiedliche Nachweisgrenzen vor, hier besteht Klärungsbedarf.

¹²⁵ Siehe OVG Münster vom 1.12.2011, Rn. 489 f. (Trianel): Soweit sich in nennenswerter Beitrag des Direkteinleiters über den Luftpfad ergibt, kann dies Veranlassung für – ggf. nachträgliche – Nebenbestimmungen sein. Ähnlich wie beim "Waldsterben" wird aber oftmals der Beitrag eines einzelnen Emittenten für die Belastung des Gewässers marginal bleiben. Erst durch Summation aus einer Vielzahl von Quellen und dem Ferntransport der Stoffe kommt es zu einem signifikanten Eintrag; dann aber sind punktuellenbezogene Maßnahmen kaum zu begründen.

ausreichend nachgekommen (siehe Abschnitt 3.1.1 oben.).Insoweit ist normativ eine „Instrumentenlücke“ bzw. ein „Vollzugsdefizit erster Ordnung“ (siehe Seite 59) zu konstatieren.

5.4.3 Regulierung der PHS an der Quelle

Bei der Regulierung von PHS jenseits des Wasserrechts ist zu unterscheiden zwischen anlagen- einerseits und stoff- bzw. produktbezogenen Vorgaben andererseits.

Das Anlagenrecht formuliert für die Beispielstoffe keine "Eliminierung" der Freisetzung; es fordert vielmehr eine Begrenzung der Emissionen nach dem Stand der Technik und zusätzlich die Einhaltung immissionsbezogener Vorgaben. Eine "Null-Emission" wird für keinen der Beispielstoffe gefordert.

Das Stoffrecht enthält zum Teil einzelstoffbezogene Verwendungsverbote, die sich auf die entsprechenden industriellen Prozesse auswirken (sei es direkt, weil der Einsatz für bestimmte Prozesse untersagt ist; sei es indirekt, weil der Stoff im hergestellten Produkt nicht enthalten sein darf – so für alle drei Beispielstoffe).

Über stoffrechtliche Beschränkungen lässt sich der diffuse Eintrag auch aus importierten Erzeugnissen zurückdrängen. Für bestimmte, ehemals quecksilberhaltige Erzeugnisse ist dies bereits geschehen. Für PFOS greifen die Beschränkungen aus der Richtlinie 2006/122/EG sowie die Vorgaben der POP-Konvention auch für Zubereitungen bzw. importierte Erzeugnisse. Für 4-Nonylphenol steht eine solche Regelung noch aus; Schweden hat einen Vorschlag für 4-Nonylphenol und dessen Vorläufersubstanzen eingebracht, der zu einer Beschränkung nach Anhang XVII der REACH-Verordnung führen soll.

Hinzuweisen ist zudem auf dem Umstand, dass keiner der drei Beispielstoffe unter REACH als PBT- bzw. vPvB-Stoff registriert wurde, obwohl die Stoffe persistente und bioakkumulierende Eigenschaften aufweisen.¹²⁶

Damit ist fraglich, ob sich die Ziele der Registrierungspflicht – nämlich eine „angemessene Beherrschung“ der stoffbedingten Risiken entlang des Lebensweges eines Stoffes zu gewährleisten – erreichen lassen. Denn dies setzt voraus, dass die jeweiligen Stoffverantwortlichen die Stoffeigenschaften zutreffend im Registrierungsdossier angeben und dann auch entsprechende Risikominderungsmaßnahmen ermitteln und tatsächlich anwenden. Nach den Ergebnissen der Recherchen zu den Beispielstoffen ist nicht davon auszugehen, dass über die Registrierungsverfahren Impulse in Richtung auf eine Reduzierung der Einträge erfolgen. Hier wäre im Rahmen der Dossier- oder Stoffevaluation eine Klärung notwendig, um die Gründe hierfür herauszuarbeiten und die in REACH vorgesehenen Maßnahmen zu ergreifen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass mit den quellenbezogenen Vorgaben für Anlagen sowie für Stoffe und Erzeugnisse sich eine – ggf. signifikante – Verringerung des Eintrags aus diffusen Quellen erreichen lässt, wenn man von den dort eröffneten regulativen Möglichkeiten Gebrauch macht, was für alle drei Beispielstoffe zutrifft. Allerdings reichen die bislang ergriffenen hoheitlichen Maßnahmen nicht aus, um das Phasing-out-Ziel zu erreichen. Insofern ist auch hier ein Vollzugsdefizit erster Ordnung zu konstatieren.

Im Hinblick auf die Vorgaben in REACH, die die Eigen-Verantwortung der wirtschaftlichen Akteure stimulieren sollen, bestehen Defizite, die sowohl das Handeln der Behörden (und damit ein „Vollzugsdefizit zweiter Ordnung“) als auch das der Registranten betreffen (womit ein „Vollzugsdefizit dritter Ordnung“ vorliegt). Offenbar bedürfen aber auch die Kriterien, nach denen PBT- bzw. vPvB-Stoffe zu identifizieren sind, einer Fortentwicklung; gleiches gilt für die Sanktionsmechanismen für Registrierungsdossiers, die nicht den Vorgaben der REACH-Verordnung entsprechen. Insofern besteht damit auch im Bereich des Stoffrechts regulativer Handlungsbedarf („Vollzugsdefizit erster Ordnung“).

¹²⁶ So fällt PFOS in den Anwendungsbereich der POP-Konvention. 4-Nonylphenol ist lediglich aufgrund seiner endokrinen Eigenschaften als SVHC identifiziert.

6 Rechtliche Anforderungen und reale Umsetzung

Dieses Kapitel formuliert auf der Basis der Befunde aus den Fallbeispielen die Differenz (Delta) zwischen den Anforderungen, die sich aus der Wasserrahmen-Richtlinie ergeben und der tatsächlichen Situation sowie die dafür maßgeblichen Ursachen (bezogen sowohl auf die rechtlichen Rahmenbedingungen selbst – Vollzugsdefizit „erster Ordnung“¹²⁷ – als auch auf die administrativen Akteure, deren Aufgabenbereich jeweils berührt ist – mögliches Vollzugsdefizit „zweiter Ordnung“). Dies erlaubt es in Kapitel 7, den zur Überwindung der Defizite notwendigen Forschungsbedarf zu konkretisieren und **Gestaltungsoptionen zu benennen**. Dabei gilt, dass Defizite auf der „ersten Ordnung“ in der Regel von den Regulierungsorganen der EU zu beheben sind, da es sich fast durchgehend um Vorgaben des EU-Rechts handelt. Für den Vollzug sind die Mitgliedsstaaten (bzw. in Deutschland die Länder) zuständig. Wo eine Maßnahme sich dieser Ebene zuordnen lässt (siehe etwa Tabelle 17 in Spalte 4), ist dementsprechend ein Vollzugsdefizit „zweiter Ordnung“ zu adressieren.

Die Anforderungen der Wasserrahmen-Richtlinie formuliert Kapitel 3: Im Hinblick auf den Gegenstand dieser Untersuchung geht es zum einen darum, für prioritär gefährliche Stoffe die UQN in den Gewässern zu unterschreiten und zum anderen das Phasing-out-Ziel für diese Stoffe zu erreichen.

Aktuell weisen die in den Flussgebieten gemessenen Konzentrationen vieler PHS, so auch die Beispielstoffe PFOS, 4-Nonylphenol und Quecksilber, darauf hin, dass das bisherige Vorgehen mit den Instrumenten des Wasserrechts und auch das Zusammenspiel mit den ergänzenden Regelwerken nicht durchweg zu dem gewünschten Erfolg führt. Die maßgeblichen Befunde und Einflussfaktoren veranschaulicht die dreistufige Analyse der Beispielstoffe (Kapitel 5).

Zentrale Akteure, die Anforderungen der Wasserrahmen-Richtlinie umzusetzen, sind zunächst die regionalen Wasserbehörden (flussgebietsbezogene Gewässerbewirtschaftung). Aber auch der europäischen Ebene sind Aufgaben im Rahmen der übergreifenden Minderungsstrategie zugeordnet (präziser gefasst durch die UQN-Richtlinie 2013). Maßgeblicher Akteur ist hier die Europäische Kommission, die Berichtspflichten zu erfüllen und ggf. Legislativvorschläge zu unterbreiten hat. Im Stoff- und Produktrecht können aber auch die Mitgliedsstaaten EU-weite Regulierungsmaßnahmen initiieren.¹²⁸

In Deutschland ist es Aufgabe der regionalen Wasserbehörden, für punktuelle Einleitungen in Oberflächengewässer Einleitebescheide (nach WHG und AbwV) zu erstellen. Außerdem haben sie eine geeignete Überwachung zu gewährleisten. Dazu sind Daten zur Gewässerqualität („Immissions“-Situation) und zu den Einleitungen (Emissionen) zu erheben (Abschnitt 6.1) und im Hinblick auf die Zielerreichung auszuwerten (Abschnitt 6.2), um bei Überschreitungen der UQN und fehlender Trends hin zum Phasing-out angemessene Maßnahmen zur Verringerung der Einträge zu koordinieren (Abschnitt 6.3).

6.1 Datenerhebung

Für eine Ermittlung der Überschreitungen und/oder fehlender rückläufiger Trends hin zum Phasing-out sind Immissionskonzentrationen in den Gewässern zu erheben (Abschnitt 6.1.1). Um bei Überschreitungen entsprechende Maßnahmen einleiten zu können, sind zudem Emissionsdaten notwendig, um die entsprechenden Quellen zu erkennen (Abschnitt 6.1.2).

¹²⁷ Für eine Definition siehe Kapitel 2, letzter Absatz auf Seite 5.

¹²⁸ Siehe dazu Abschnitt 4.1 sowie bei Fn. 20.

6.1.1 Datenerhebung: Immissionen

Verantwortlich dafür, Daten zur Gewässerqualität (also zur „Immissions“-Situation) zu erheben, sind die regionalen Wasserbehörden.

Die Analyse der Beispielstoffe in Kapitel 5 zeigt, dass eine Reihe von Messstellen eingerichtet sind, die die Konzentrationen von PHS in Oberflächengewässern erheben. Die Messergebnisse sind – jedenfalls für Rhein und Elbe – über Datenbanken öffentlich zugänglich.¹²⁹ Biotawerte stehen über diese Datenbanken allerdings nicht zur Verfügung. Für einige PHS sind retrospektive Daten über das Archiv der Umweltprobenbank erhältlich. Die Qualität der gesichteten Daten lässt eine Auswertung zu.

Defizite bestehen in Bezug auf die Angaben zu den Nachweisgrenzen, die teilweise für den gleichen Stoff im gleichen Erhebungsjahr erheblich schwanken. Teilweise liegen die UQN unterhalb der angegebenen Nachweisgrenze. Eine Aussage darüber, welche Entwicklung die Werte in diesem Bereich aufweisen, lässt sich damit nicht verlässlich treffen.

Inwieweit bei den Messaktivitäten durchweg eine länderübergreifende Abstimmung erfolgt, ist nicht ersichtlich. Jedenfalls innerhalb der Flussgebietseinheiten (etwa an Rhein und Elbe) dürfte dies aber der Fall sein, zumal die Internet-Datenbanken flussgebietsbezogen den Zugang zu den Messergebnissen eröffnen. Dabei weisen die Datenbanken teilweise eine unterschiedliche Struktur auf. Offenbar¹³⁰ werden die Daten nicht in standardisierter Form bundesweit zusammengeführt. Dies erschwert es, einen bundesweiten Überblick über den Grad der Zielerreichung zu gewinnen.

6.1.2 Datenerhebung: Emissionen

Emissionsdaten sind in der Regel verfügbar

- ▶ über die Überwachung an den direkt einleitenden Punktquellen, die in Eigenüberwachung durch den Betreiber erfolgt, der in Abhängigkeit vom Einleitebescheid Vorgaben für geforderte Messungen zu erfüllen und die Ergebnisse zu dokumentieren hat, und
- ▶ im deutschen Schadstoffregister für Stoffe, die nach den PRTR-Vorgaben zu melden sind.

Daten zu den Befugnissen aus Einleitebescheiden waren bei den untersuchten Beispielstoffen nicht zugänglich.¹³¹ Gleiches gilt für Angaben zu den tatsächlichen Emissionen in das Gewässer aus der Eigenüberwachung. Emissionsdaten im Schadstoffregister lagen vor für Quecksilber und 4-Nonylphenol, nicht aber für PFOS. Bislang ist PFOS in der PRTR-Verordnung nicht als Stoff genannt, für den Emissions-Daten für Gewässer zu erheben sind.

Die Emissionsdaten im Schadstoffregister sind öffentlich zugänglich und geben für die dort aufzuführenden Stoffe einen guten Überblick.¹³² Allerdings

- ▶ handelt es sich hierbei zum Teil um geschätzte Emissionswerte und
- ▶ es fehlt an einer Verknüpfung zum Wasserrecht dergestalt, dass alle PHS („automatisch“) im Register erfasst sind.¹³³

¹²⁹ Siehe die Quellen bei den Beispielstoffen in Kapitel 5.

¹³⁰ So die Aussagen von Teilnehmenden an dem im Rahmen des Vorhabens durchgeführten Workshop am 17.11.2014 in Berlin.

¹³¹ Für die Beispielstoffe wurden Wasserbücher in Hessen, Sachsen und Rheinland-Pfalz gesichtet.

¹³² Zugang über www.thru.de/.

¹³³ Die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe führt dazu in der Landfassung ihrer Bestandsaufnahme aus (BL 2015 b, S. 174): „Hinsichtlich der im PRTR berichteten Informationen ist an dieser Stelle auf die dringende Notwendigkeit der Bereitstellung plausibler und qualitätsgesicherter Daten hinzuweisen.“

Daten aus „diffusen Quellen“ (für eine Begriffsbestimmung siehe Seite 73), sind in das PRTR-System nur einzuspeisen, soweit sie bereits vorliegen. Dies ist in der Regel nicht der Fall.¹³⁴ Insofern mangelt es auch an Daten über Stofffreisetzungen aus importierten Erzeugnissen. Teilweise ist eine Abschätzung aus den Daten des Schadstoffregisters möglich, sofern die Einträge über Haushalte in die Kläranlagen erfolgen und der Stoff im PRTR erfasst ist (siehe Abschnitt 5.2.2).

Einträge aus der Luft sind für Punktquellen über eine entsprechende Emissionsüberwachung (§§ 26 ff. BImSchG) oder über das PRTR zu erfassen. Wie das Beispiel Quecksilber zeigt, reichen diese Angaben durchaus aus, um Ansatzpunkte für weitere Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge zu erkennen.

Versucht man, die Einträge auf der Grundlage des TGD (EC 2012) zu der nach Art. 5 UQN-RL geforderten Bestandsaufnahme abzuschätzen, zeigen sich nach Einschätzung der Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe¹³⁵ erhebliche Unterschiede in den Ergebnissen.

6.2 Datenauswertung

Um die Ursachen von Überschreitungen oder fehlende Trends hin zum Phasing-out erkennen und gegebenenfalls weitere Maßnahmen zur Verringerung der Einträge identifizieren zu können, ist eine koordinierte Datenauswertung erforderlich (siehe dazu bereits in Abschnitt 3.4).

Im Rahmen des Vorhabens ergaben sich einzelne Anhaltspunkte für Hemmnisse, die eine koordinierte Datenauswertung erschweren können. So zeigten sich

- ▶ ein Einheitenfehler für 4-Nonylphenol an einer Messstelle für Daten aus 2013, der bei einer zeitnaher Auswertung der Daten wohl korrigiert worden wäre, sowie
- ▶ unterschiedliche Nachweisgrenzen, die sich – ungeachtet der Vorgaben aus der Richtlinie 2009/90/EG¹³⁶ – aus den veröffentlichten Messdaten ergeben, deren Vereinheitlichung für eine koordinierten Auswertung hilfreich sein dürfte.

Auf der Grundlage der vorliegenden Immissions- und Emissionsdaten sowie den Kenntnissen der bisher vorliegenden Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge ist es sowohl für 4-Nonylphenol als auch für Quecksilber möglich, weitere Maßnahmen zur Verringerung der Einträge zu identifizieren.¹³⁷

Für PFOS, gibt es im PRTR keine Daten (weil PFOS bislang nicht als Einzelsubstanz im der PRTR-Verordnung aufgeführt ist). Auch sonstige Emissionsdaten waren nicht verfügbar. Im Rahmen der aktuellen Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste prioritärer Stoffe in Deutschland (BL 2015a, BL 2015b) wurden keine Daten zu PFOS erhoben, da PFOS erst seit 2013 als PHS gelistet ist. Insofern ist es hier schwieriger, die Notwendigkeit ergänzender Maßnahmen zu begründen, wobei zu berücksichtigen ist, dass mit dem POP-Regelwerk bereits umfassende Vorgaben auf globaler und auf europäischer Ebene existieren.¹³⁸

¹³⁴ Siehe hierzu in Abschnitt 4.3.2.

¹³⁵ BL 2015b, SA. 180: „Während beim fließgewässerfrachtbezogenen Ansatz diffuse Anteile der Gewässerfracht zwischen 60 und nahe 90 % abgeschätzt werden, liegen diese mit der RPA [Regionalisierte Pfadanalyse] zwischen 25 und ca. 60%. Das kann sowohl ein Hinweis auf weitere, bisher nicht berücksichtigte diffuse Eintragspfade oder/und eine Unterschätzung der Einträge über den Eintragspfad „Urbane Systeme“ sein.“

¹³⁶ Richtlinie der Kommission vom 31. Juli 2009 zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß der Wasserrahmen-Richtlinie, ABl. L 201/36 vom 1.8.2009.

¹³⁷ Siehe dazu die Abschnitte 5.2.4 und 5.3.4 sowie die Zusammenfassung in Abschnitt 5.4.3.

¹³⁸ Siehe hierzu Abschnitt 5.1.4.

6.3 Verfügbare Instrumente

Instrumente zur weiteren Verringerung von Einträgen stehen im Bereich des Wasserrechts zur Verfügung (Abschnitt 6.3.1). Daneben können sektorale Regelwerke zum Einsatz kommen (Abschnitt 6.3.2). Manche Einträge, wie etwa Remobilisierung aus Sedimenten, lassen sich nachträglich kaum noch beeinflussen (Abschnitt 6.3.3).

6.3.1 Instrumente im Wasserrecht

Hauptinstrument des Wasserrechts ist die Bewirtschaftungsplanung (siehe hierzu Abschnitt 3.4). Sie macht Vorgaben für die direkten Einleitungen in die Gewässer ("Emissionen") auf der Grundlage der besten verfügbaren Technologien bzw. der einschlägigen Emissionsgrenzwerte, die über die Abwasserverordnung verfahrens- und stoffspezifisch festgelegt sind.

Das Wasserrecht erreicht diffuse Quellen nur insofern, als sie den Weg über die kommunale Kläranlage finden. Auf alle sonstigen diffusen Einträge hat das Wasserrecht hingegen keinen unmittelbaren Zugriff. Dies gilt sowohl für Einträge aus ufernahen Nutzungen, für Einträge auf dem Luftpfad als auch für flächenhafte Einträge (Landwirtschaft, Klärschlamm, Deponien). Für derartige diffuse Einträge sind die Minderungsziele nur im Zusammenspiel mit anderen sektoralen Regelwerken zu erreichen.

Die Anforderungen, die sich aus der Wasserrahmen-Richtlinie ergeben, nämlich die Einhaltung der UQN und die schrittweise Eliminierung von PHS, sind von den Mitgliedstaaten zum jetzigen Zeitpunkt in relevantem Umfang nicht umgesetzt. Ursache hierfür ist ein „Delta“, welches bereits auf der legislativen Ebene angesiedelt ist.¹³⁹

1. Über das „UQN-Konzept“ ist die Einhaltung der UQN vorgesehen, aber keine darüber hinaus reichende Minimierung. Insofern stellt die Einhaltung der UQN nicht sicher, dass das Ziel „Minimierung“ bzw. Phasing-out erreicht wird.
2. Zusätzlich verfügt das Wasserrecht allein nicht über ausreichende Instrumente, mit denen sich die Einhaltung der UQN sicherstellen lassen. Dies liegt u.a. daran, dass der Handlungsrahmen des Wasserrechts begrenzt ist. So kommt es mit seinen medienbezogenen Zugang nicht an die diffusen Freisetzung aus dem Ge- und Verbrauch von Produkten und Erzeugnissen heran (gleiches gilt für die – im Rahmen der Beispielfstoffe nicht relevanten – diffusen Einträge aus der Landwirtschaft).

6.3.2 Instrumente im sektoralen Recht

Das Minderungsziel ist dementsprechend nur im Zusammenspiel mit den anderen Regelwerken zu erreichen:

- ▶ Die in der Wasserrahmen-Richtlinie angelegte Verknüpfung zum sektoralen Recht ist bislang nicht so ausgebildet, dass sich direkte Handlungspflichten für die hoheitliche Regulierung oder sonstige Rechtsfolgen im sektoralen Recht ergeben. Ob sich daran in der Umsetzung des 2013 neu eingefügten Art. 7a UQN-Richtlinie (siehe Abschnitt 4.1.1) etwas ändert, bleibt abzuwarten. Die Europäische Kommission hat danach im Vier-Jahres-Rhythmus zu berichten; Handlungspflichten bzw. Handlungsmöglichkeiten liegen dabei sowohl bei der Kommission als auch bei den Mitgliedstaaten.
 - ▶ Das Anlagenrecht kann emissionsmindernde Maßnahmen über BVT-Merkblätter (BAT reference documents) und BVT-Schlussfolgerungen (BAT conclusions) im Rahmen der IE-Richtlinie unterstützen; bislang ist allerdings nicht gewährleistet, dass in den BVT-Dokumenten alle produktions- und verarbeitungsbedingten Eintragsquellen für PHS adressiert werden. Zudem wäre sicherzustellen, dass nach der Neuaufnahme eines Stoffes in die UQN-Richtlinie die BVT-Dokumente innerhalb einer bestimmten Frist aktualisiert werden.
- Zusätzlich gilt nach Art. 18 IE-Richtlinie: „Erfordert eine Umweltqualitätsnorm strengere Auflagen, als

¹³⁹ Dieses Delta lässt sich auch bezeichnen als „Vollzugsdefizit erster Ordnung“; zu den Einzelheiten siehe Kapitel 3.

durch die Anwendung der besten verfügbaren Techniken zu erfüllen sind, so werden unbeschadet anderer Maßnahmen, die zur Einhaltung der Umweltqualitätsnormen ergriffen werden können, zusätzliche Auflagen in der Genehmigung vorgesehen.“ Gefordert sind damit zusätzliche, über den Stand der Technik hinausgehende Maßnahmen mit dem Ziel, die UQN einzuhalten.

Die Vorgaben im Anlagenrecht sind damit darauf ausgelegt, zur Minderung der Einträge die „besten verfügbaren Techniken“ (best available techniques) zum Einsatz zu bringen und gegebenenfalls ergänzende Maßnahmen vorzuschreiben, um eine Überschreitung der UQN abzustellen. Für ein Phasing-out sind die Instrumente des Anlagenrechts aber nicht ausgelegt, da sich damit keine „Null-Emission“ erreichen lässt.

- ▶ Ersatzstoffe in den BvT Merkblättern?
- ▶ Das Stoff- und Produktrecht kann über Zulassung und Beschränkung zur Reduzierung der Eintragspfade beitragen (siehe Kapitel 4). Damit lassen sich durch unmittelbar gültige rechtliche Vorgaben eine Vielzahl möglicher Freisetzungquellen erfassen. Je nach „Strenge“ der Beschränkung lässt sich auf diesem Weg auch ein Phasing-out erreichen. Voraussetzung dafür ist eine Folgebereitschaft der betroffenen Akteure, unterstützt durch eine entsprechende Marktüberwachung und Transparenz-Instrumente.¹⁴⁰ Handlungspflichten für eine „angemessene Beherrschung“ der Risiken, die aus dem gewerblichen Umgang mit PHS resultieren, bestehen unter REACH auch für registrierungspflichtige Stoffe. Die in der ECHA-Datenbank zu findenden Angaben zu den Beispielstoffen lassen allerdings erhebliche Zweifel daran aufkommen, ob die Vorgaben aus REACH von den Akteuren der Wertschöpfungskette beachtet werden.
- ▶ Offen bleibt, ob und wie sich im Hinblick auf kleinere Punktquellen und diffuse Freisetzungen ein System zur Begrenzung der Freisetzung sowie zur Überwachung und zum Monitoring ausgestalten ließe (siehe Kapitel 0).

6.3.3 Remobilisierung aus Senken

Für alle persistenten und bioakkumulierenden Stoffe, wie Quecksilber und PFOS, gibt es Schadstoffsenken, aus denen eine Remobilisierung in Gewässer erfolgt. Dies kann kontinuierlich stattfinden oder auf bestimmte Maßnahmen (Ausbaggerung) zurückzuführen sein.

Trotz der Reduzierung der direkten und diffusen Einträge kann es somit weiterhin Überschreitungen der UQN in Gewässern und Biota geben. Soweit alle anderen Maßnahmen ausgeschöpft sind, ist das Phasing-out-Ziel („Eliminierung“¹⁴¹) unter diesen Umständen weder durch Instrumente des Wasserrechts noch über sektorale Regelwerke zu erreichen.

6.4 Schlussfolgerungen

Der in diesem Kapitel vorgenommene Vergleich zwischen den Anforderungen der Wasserrahmen-Richtlinie und der tatsächlichen Umsetzung zeigt, dass das Ziel der Reduktion der Stoffeinträge durch das UQN-Konzept operationalisiert ist. Für das Phasing-out-Ziel gibt es derzeit keine hinreichende Operationalisierung auf der europäischen Ebene. Die materiellen Vorgaben der Wasserrahmen-Richtlinie lassen sich mit den bisherigen Umsetzungsmaßnahmen nicht erreichen.

Dessen ungeachtet sind bislang die Möglichkeiten, die das wasserrechtliche Regelwerk bereitstellt, noch nicht ausgeschöpft: Sowohl auf der Ebene der Datensammlung als auch auf der Ebene der Datenauswertung und in der Koordinierung von stoffspezifischen Minderungsstrategien besteht Entwicklungspotential.

¹⁴⁰ In Betracht kommt etwas das Schnellinformationssystem für Abweichungen von Produktvorgaben (RAPEX) oder Verbraucherinformationsrechte, wie etwa nach Art. 33 Abs. 2 REACH.

¹⁴¹ Siehe Erwägungsgrund 27 der Wasserrahmen-Richtlinie.

Tabelle 16: Hemmnisse, die die Eliminierung von PHS erschweren

Vollzugsdefizite/ Delat			Aus der Perspektive des Wasserrechts
Erster Ordnung (Gesetzgeber)	international	POP-Verordnung	
	EU	WRRL	Instrumente der Wasserrahmen-Richtlinie haben nicht das Ziel der Eliminierung von PHS, sondern nur Unterschreitung der in Anhang I der WRRL festgelegten UQN. Keine Instrumente für diffuse Quellen, Keine Instrumente, um Schadstoffeintrag aus der Luft zu vermindern, Keine Instrumente, die Aufkonzentrierung persistenter Substanzen zu reduzieren
		REACH	PHS nicht „automatisch“ auch PBT-Stoffe und als SVHC festgelegt → die Handlungspflichten für registrierungspflichtige Stoffe greifen daher nur eingeschränkt; die Schritte auf dem Weg zur Zulassungspflicht oder zur Beschränkung sind daher aufwändig.
	national	PRTR-VO ist im Anhang II	Nicht alle PHS sind im Anhang II aufgeführt, daher fehlen Monitoringdaten über das PRTR, die ein schnelles erkennen von geeigneten Maßnahmen erleichtern.
		Koordination zwischen den Behörden der Länder und dem Umweltbundesamt ist für Biotadaten zu schaffen; für alle anderen Messdaten zu überprüfen. Die Umweltprobenbank des Bundes ist nicht für Vollzugsaufgaben der Länder vorgesehen.	
Zweiter Ordnung (Behörde)		Wasserbehörden	Monitoringdaten (Gewässerqualität) Ermittlung der Schadstoffgehalte im Wasser („Immissions“-Situation zu beobachten sind unterschiedliche Nachweisgrenzen für die gleichen Stoffe. Es liegen kein Biotadaten für PFOS und Hg vor. Erhebung der Einleitungen (Emissionen) Monitoringdaten aus der Eigenüberwachung waren nicht zugänglich. Programme zur Datenerhebung zwischen den Flussgebietseinheiten nicht einheitlich, ebensowenig wie bei der Auswertung,
		Fachbehörden (gesamt)	Eine Koordinierung zwischen den verschiedenen Fachbehörden ist nicht zu beobachten.
Dritter Ordnung (Unternehmen)			Monitoringdaten im Zuge der Eigenüberwachung waren nicht zugänglich. Angaben aus den Registrierungsdossiers zu den Beispielstoffen aus der ECHA-Datenbank legen den Schluss nahe, dass die Grundpflichten der Stoffverantwortlichen entlang des Lebensweg eines Stoffes nicht vollständig beachtet werden, was vor allem für diffuse Quellen relevant sein dürfte. <i>Hinweis: Verhalten von Wirtschaftsteilnehmern, einschließlich der Konsumenten, waren nicht Gegenstand dieser Untersuchung.</i>

7 Forschungsbedarf und erste Gestaltungsoptionen

Die bisherige Untersuchung zeigt, dass die derzeit verfügbaren Instrumente des Wasserrechts bzw. deren aktuelle Umsetzung nicht ausreichen, um die Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie zu erreichen. Das gilt sowohl für die Zielsetzung, die UQN zu unterschreiten, als auch für die Zielsetzung des Phasing-out. Dies führt zurück zu zwei der Leitfragen dieses Forschungsprojekts:

- ▶ Wie könnten SMARTe Minderungsinstrumente für die prioritären gefährlichen Stoffe im Wasserrecht aussehen?
- ▶ Wie lassen sich aus dem Zusammenspiel von Wasserrecht und anderen sektoralen Regelwerken auf SMARTe Weise die Minderungsziele des Wasserrechts erreichen?

Die an den drei Beispielstoffen gewonnenen Erkenntnisse und der auf dieser Basis vorgenommene Vergleich zwischen den Anforderungen der Wasserrahmen-Richtlinie und den bisherigen Umsetzungsmaßnahmen in Kapitel 6 führen zu drei aufeinander aufbauenden Vollzugsbausteinen

- ▶ einer koordinierten Datensammlung
- ▶ einer koordinierten Datenauswertung und
- ▶ der Koordinierung stoffspezifischer Minderungsstrategien,

um auf SMARTe Weise die Minderungsziele für PHS zu erreichen – als gemeinsame Aufgabe von Wasserrecht sowie Stoff-, Anlagen- und Produktrecht; ein Ziel, welches auch den Koordinierungsvorgaben in Art. 7a UQN-RL zugrunde liegt.

Die folgende Darstellung berücksichtigt die Erkenntnisse aus den Diskussionen des Fachworkshops.¹⁴² Sie formuliert weiteren Forschungsbedarf und erste Überlegungen zu Gestaltungsmöglichkeiten. Einen Überblick über die Gesamtschau der Handlungsmöglichkeiten bietet Abbildung 13 in Abschnitt 7.4.

7.1 Koordinierte Datensammlung

Eine koordinierte Datensammlung setzt sich aus aussagekräftigen Immissions- wie auch Emissionsdaten zusammen (siehe Abschnitt 6.1).

7.1.1 Datenerhebung: Immissionen

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.1.1 lässt sich die Aussagekraft der immissionsbezogenen Daten verbessern, wenn folgende Maßnahmen in Angriff genommen würden.

- ▶ Für alle PHS (bzw. ggf. deren Metaboliten) stehen vergleichbare und zuverlässige Daten über die Konzentration in Biota zur Verfügung.
Hierzu bietet es sich an, eine Koordination zwischen den Behörden der Länder und des Bundes (UBA, Bundesanstalt für Gewässerkunde) auf den Weg zu bringen. Ob und in welcher Weise dies rechtlich, messtechnisch und administrativ möglich ist, bedarf weiterer Klärung, einschließlich der Frage, ob die Behörden der Länder im Rahmen des Amtsermittlungsgrundsatzes die für sie zugänglichen Daten der Umweltprobenbank für retrospektive Analysen heranzuziehen haben.
- ▶ Für die Messungen von PHS stehen Messverfahren mit einheitlichen und hinreichend empfindlichen Nachweisgrenzen zur Verfügung.
Dazu müsste eine Abstimmung zwischen den ausführenden Institutionen erfolgen. Momentan ist unklar, worauf die unterschiedlichen Angaben zu den Nachweisgrenzen beruhen.

¹⁴² Fachworkshop des Umweltbundesamtes zur Wasserrahmen-Richtlinie und der Unterstützung des Phasing out-Zieles am 17. November 2014 in Berlin.

- ▶ Es ist auch zu klären, ob die erforderlichen Nachweisverfahren in der Praxis zur Verfügung stehen.
- ▶ Die in den Datenbanken zugänglichen Messwerte – in Anlehnung an das Vorgehen der Umweltprobenbank – sind nur mit geringem Zeitverzug öffentlich verfügbar, um etwa bei einem Anstieg der Werte zu prüfen, ob und welche Maßnahmen (z.B. nachträgliche Anordnungen zur Begrenzung der Einleitungen und sonstigen Emissionen auch im Hinblick auf die Aktualisierungspflicht nach Art. 11 Abs. 3 Lit. g Satz 2) gegebenenfalls zu ergreifen sind. .
Hierzu wären zu prüfen, ob und wie sich die Abläufe bei den zuständigen Stellen beschleunigen lassen.
- ▶ Die Datenbanken mit den Gewässerdaten weisen eine einheitliche Struktur auf.
Dazu wäre ein einheitliches Datenbankformat für alle Darstellungen zu den Flussgebietseinheiten zu definieren, was zugleich eine automatisierte Auswertung auf Bundesebene erleichtern würde. Damit ließen sich dann auch Trends in der Datenentwicklung leichter identifizieren.

7.1.2 Datenerhebung: Emissionen

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.1.2 lässt sich die Aussagekraft der emissionsbezogenen Daten verbessern, wenn folgende Maßnahmen in Angriff genommen würden.

- ▶ Die wasserrechtlichen Einleitebescheide für Direkteinleiter und die dort verankerten Vorgaben zur Eigenkontrolle sichern eine vollständige Erfassung eingebrachter PHS (auch bei Chargenbetrieb).
Dazu wäre zu prüfen, ob die Einleitebescheide in ihren Nebenbestimmungen dies gewährleisten. Außerdem wäre zu untersuchen, ob die behördliche Kontrolle die Umsetzung derartiger Vorgaben gewährleistet. Auf der Grundlage dieser (validierten) Daten erfolgt die Meldung an das PRTR.
- ▶ Alle PHS, die in nennenswertem Umfang in industriellen Prozessen Verwendung finden bzw. dort entstehen (können) und kontrolliert freigesetzt werden, sind zugleich Stoffe im Anwendungsbereich des PRTR mit einem die Berichtspflicht auslösenden Schwellenwert, der die Relation zu der jeweiligen UQN berücksichtigt.¹⁴³
Dazu wäre ein dynamischer Verweis aus der PRTR-Verordnung auf Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie einzufügen bzw. bei einer Änderung von Anhang X zugleich der Anhang zur PRTR-Verordnung anzupassen.
- ▶ Die Daten im PRTR sind aussagekräftig im Hinblick auf die Freisetzung von PHS.
Hierzu wäre zu prüfen, wo systematische Unsicherheiten und Datenlücken im PRTR bestehen; insbesondere im Hinblick auf Freisetzungen aus kleineren Anlagen und aus diffusen Quellen.
- ▶ Bei PHS, die zu diffusen Einträgen über die Landwirtschaft führen können, sind die eingesetzten Stoffmengen bekannt.
Zu prüfen wäre hier, ob sich diese Daten über die Verknüpfung zu bestehenden Dokumentations- und Berichtspflichten – etwa im Bereich des Umgangs mit Pflanzenschutzmitteln oder beim Ausbringen von Klärschlamm – verknüpfen lassen. Diesbezüglich besteht Forschungsbedarf.
- ▶ Solange der Eintrag von PHS über (importierte) Erzeugnisse nicht beendet ist, sind die diesbezüglichen Mengen im PRTR erfasst.
Voraussetzung dafür wären entsprechende Dokumentations- und Berichtspflichten der Hersteller bzw. Importeure entsprechender Erzeugnisse sowie eine darauf bezogene Überwachung. Ob und wie sich dies erreichen ließe, bedarf weiterer Klärung.¹⁴⁴

¹⁴³ Diese Forderung erhebt auch die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe (BL 2015 a, Fn. 9), S. 23.

¹⁴⁴ Siehe dazu – und zu dem Bedarf, die Instrumente zur Stoffeintragsmodellierung fortzuentwickeln – die Langfassung der Bestandsaufnahme der Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe (BL 2015 b, 267 f.), die bezüglich der diffusen Eintragspfade u.a. zu folgender Einschätzung gelangen: „Ebenfalls hat sich gezeigt, dass die verfügbare Datenbasis zur Modellierung der diffusen Stoffeinträge einerseits sehr lückenhaft und andererseits mit großen Unsicherheiten behaftet ist. Dies wirkt sich entscheidend auf

Mit den vorgenannten Maßnahmen, die zum Teil – etwa im Hinblick auf die Aufnahme aller PHS in das PRTR-System – Änderungen der europäischen Rahmenbedingungen (einschließlich des TGD [EC 2012])¹⁴⁵ erfordern, lassen sich zugleich Vorgaben für die Bestandsaufnahme nach Art. 5 UQN-RL sowie die Berichtspflichten der Europäischen Kommission nach Art. 7a UQN-RL substantiiert erfüllen.

7.2 Koordinierte Datenauswertung

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.2 lassen sich weitere Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge über eine koordinierte Datenauswertung erkennen, wenn folgende Maßnahmen in Angriff genommen würden.

- ▶ Abgleich der gemessenen Biota- und Gewässerkonzentrationen mit den Einträgen und den bisher veranlassten Maßnahmen.
- ▶ Die einheitliche Struktur der Datenbanken erleichtert die koordinierte Auswertung der Messdaten insbesondere im Hinblick auf Trendermittlungen für Behörden und Öffentlichkeit.
Siehe dazu die Vorschläge in Abschnitt 7.1.1.
- ▶ Stoffflussbetrachtungen erlauben eine valide Abschätzung der wesentlichen Freisetzungsquellen und Eintragspfade.
Dazu bietet es sich an, dem Vorbild der IKSR folgend, Stoffflussanalysen zu erstellen und im Hinblick auf die aktuelle bzw. absehbare Marktentwicklung im Bereich diffuser Freisetzungen mit Modellen fortzuschreiben. Dies erfordert für die vorliegenden Daten gute Auswertungskonzepte. Sie sollten Teil einer aktualisierten, stoffspezifischen Stoffflussanalyse sein, die – soweit relevant – auch Pfade wie Import, Export, Produktion, Verwendung, Wiederverwertung und Entsorgung erfasst. Diese Analysen lassen auch erkennen, ob und wo mehr oder andere Daten notwendig sind. Diesbezüglich besteht weiterer Forschungsbedarf, inwieweit sich die in der „Bestandsaufnahme“ nach Art. 5 benannten Datenlücken und Unsicherheiten¹⁴⁶ verringern lassen, um die Aussagekraft der Ergebnisse der Modellierung zu erhöhen.
- ▶ Prüfung der Einleiterlaubnis und der Einleiterüberwachung bei industriellen Direkteinleitern (ggf. Klärung, ob spezielle Stoffe über bestimmte Direkteinleiter in Gewässer gelangt).
- ▶ Klärung Bedeutung (Import-) Erzeugnisse, Prüfung geogener Vorbelastungen und Prüfung von Stoffdepots. Die zeitliche Dynamik der Quellen ist dabei zu berücksichtigen.
- ▶ Die verfügbaren Daten sind über statistische Modellierungen auswertbar, um die räumliche Verteilung, zeitlichen Trends und besonderen Handlungsbedarf zu erkennen.

7.3 Koordinierung stoffspezifischer Minderungsstrategien

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.3 sind weitere Maßnahmen zur Verringerung der Einträge durch die Koordinierung stoffspezifischer Minderungsstrategien möglich, wenn Kommission und Mitgliedstaaten hierfür die Zuständigkeiten klären und die verantwortlichen Akteure festlegen (Abschnitt 7.3.1), die ergänzende Maßnahmen sowohl über das Wasserrecht (Abschnitt 7.3.2) als auch über sektorale Regelwerke (Abschnitt 7.3.3) wirksam steuern. Hierzu gehört eine Prioritätensetzung der Maßnahmen und ggf. die quantitative Festlegung von Reduktionszielen, aber auch die Entlastung der Wasserbehörden in den Fällen, wo trotz Ausschöpfung aller Maßnahmen der gute chemische Zustand der Gewässer oder das Phasing-Out Ziel nicht oder zeitnah nicht zu erreichen ist (Abschnitt 7.3.4).

die Ergebnisse der Modellierung und deren Aussagefähigkeit aus, die wiederum Grundlage für die Ausweisung von stoffeintragsmindernden Maßnahmen sind.“

¹⁴⁵ Die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe hat hier einen „Aktualisierungsbedarf“ identifiziert; siehe dazu BL 2015b, S. 270 mit den dort genannten fünf Klärungsbedarfen.

¹⁴⁶ Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe (BL 2015a, Fn. 10), S. 22.

7.3.1 Rechtsfragen der Koordinierung nach Art. 7a UQN-Richtlinie

Nach den Befunden aus Kapitel 3 kann das UQN-Konzept alleine das Phasing-out-Ziel im Hinblick auf PHS nicht gewährleisten („Vollzugsdefizit erster Ordnung“), da die Kommission ihrem Auftrag nach Art. 16 Abs. 6 WRRL nicht erkennbar nachgekommen ist. Diese Lücke hat der europäische Gesetzgeber durchaus gesehen und versucht, sie durch – 2013 weiter ausgeführte – Koordinationsvorgaben zu schließen. Danach hat die Europäische Kommission Prüfungs- und Berichtspflichten zu erfüllen (siehe Abschnitt 4.1)

Nicht geregelt ist dabei die Frage, in welcher Weise die mangelnde wasserrechtliche Zielerfüllung in den Entscheidungsprozess der stoff- und produktrechtlichen Regelwerke einfließt. Denkbar, aber nicht explizit geregelt, wäre eine Stärkung der dort verankerten Schutzintention bis hin zu einer strikten Handlungspflicht. Zu klären wären dann die Voraussetzungen, unter denen eine solche Schutzverstärkung im Stoff- und Produktrecht eingreift:

- ▶ Müsste die Kommission in ihrem Bericht zunächst nachweisen, dass wirklich alle denkbaren Instrumente des Wasserrechts "ausgereizt" sind (bis hin zu einer vierten Reinigungsstufe) – ob sich ein solcher Nachweis realistischerweise führen lässt erscheint fraglich, weil zusätzliche abwassertechnische Maßnahmen grundsätzlich immer denkbar sind;
- ▶ oder reicht es aus, dass sich das Schutzziel mit dem "gängigen" wasserrechtlichen Instrumentarium nicht erreichen lässt?
- ▶ Wie wäre dann die Datenanforderung; wieviel Unsicherheit wäre akzeptabel?
- ▶ Wäre vielleicht auch eine vergleichende Betrachtung unterschiedlicher Regelungsoptionen (im Sinne eines "impact assessments") notwendig und – wenn ja – bis zu welcher Untersuchungstiefe?
- ▶ Welche Rolle spielen dabei die Grundsätze der Subsidiarität und der Erforderlichkeit (Art. 5 Abs. 3 und 4 EUV) einerseits und andererseits
- ▶ der Grundsatz, "Umweltbeeinträchtigungen mit Vorrang an ihrem Ursprung zu bekämpfen" (Ursprungsgrundsatz nach Art. 191 Abs. 2 Satz 2 AEUV).

Bezogen auf die Fallbeispiele ergibt sich folgendes Bild:

- ▶ Bei PFOS und Nonylphenol stammen erhebliche Einträge aus bestimmten industriellen Verwendungen sowie aus Stoffen in Erzeugnissen. Der Ursprungsgrundsatz streitet dafür, primär an diesen Freisetzungquellen anzusetzen – wie dies im Stoffrecht ja für beide Stoffe auch geschieht. Stattdessen „end of the pipe“-Technologien in der industriellen oder kommunalen Abwasserbehandlung einzusetzen, dürfte unter SMART-Kriterien nicht nur das weniger geeignete, sondern auch nicht das mildere Mittel darstellen.
- ▶ Bei Quecksilber befindet sich die Hauptfreisetzungquelle mit den Abgasen aus der Verbrennung von Kohle außerhalb des Zugriffs des deutschen Wasserrechts; allenfalls die Einleitungen aus den Abwässern der Rauchgasreinigung ließen sich mit dem Instrumentarium des deutschen Wasserrechts ggf. weiter reduzieren.

Im Hinblick auf die Koordinierungsvorgaben aus der Novelle zur UQN-Richtlinie im Jahr 2013 stellt sich die Frage, ob Art. 7a UQN-RL so interpretieren kann, dass – nach Anwendung des nach den vorgenannten Kriterien angemessenen "wasserrechtlichen Programms" – eine Vermutungswirkung legislativ verankert eingreift, nunmehr seien mit dem Stoff- und Produktrecht Begrenzungsmaßnahmen "am Ursprung" notwendig? Verneint man diese Frage, besteht die Gefahr, dass die Koordinierungsvorgaben in Art. 7a keinen gegenüber der vorherigen Rechtslage hinausreichenden Regelungsgehalt aufweisen.

Offen ist auch die Frage, wie – jenseits der am Stand der Emissionsminderungstechnik ansetzenden BVT-Dokumente – das übergreifende Minderungsziel des Phasing-out im Bereich der Anlagen nach der Industrie-

emissions-Richtlinie zu erreichen ist. Art. 7a UQN-RL erwähnt diese Richtlinie zwar und macht damit deutlich, dass hier eine Verknüpfung nach Auffassung des EU-Gesetzgebers¹⁴⁷ geboten erscheint; es finden sich dort allerdings keine auf die Koordination mit Freisetzung aus Industrieanlagen ausgerichteten Vorgaben.

7.3.2 Instrumente im Wasserrecht

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.3.1 lassen sich die Minderungsziele mit dem gegebenen Instrumentarium des Wasserrechts verbessern, wenn man die Rechtsfolgen mangelnder Zielerfüllung stärker konturiert. Folgender Forschungsbedarf im Hinblick auf die Einhaltung der UQN bildet den Ausgangspunkt, um die wasserrechtlichen Instrumente zu stärken:

- ▶ Wie kann man eine effektive Umsetzung der gegebenen Instrumente zunächst für das Erreichen der UQN durch Klarheit in den Rechtsfolgen im Hinblick auf die Bewirtschaftungsplanung stärken?
- ▶ Wie kann eine Verringerung des Eintrags durch verbleibende Direkteinleiter sichergestellt werden?
 - a) Welche stoffspezifischen Maßnahmen sind am wirkungsvollsten, auch im Hinblick auf Maßnahmen, die an der Quelle der Schadstoffentstehung ansetzen (im Herstellungsprozess und in der Verwendung der Stoffe).
 - b) Welches stoffspezifische Entlastungspotential bietet die Vorbehandlung von Abwasserteilströmen?
 - c) Wie lässt sich gewährleisten, dass bereits verfügbare Techniken, wie Substitution, Verfahrensänderung (geschlossene Kreisläufe, Vorbehandlung von Abwasserteilströmen) auf europäischem Maßstab vorgeschrieben werden und dabei die Minderungsziele für PHS angemessen berücksichtigt sind?
 - d) Zu prüfen wäre die Option, für PHS die Geltung anlagenbezogener Emissionsbegrenzungen der Industrieemissions-Richtlinie auf kleine und mittlere Anlagen zu erweitern.
 - e) Für PHS sollte eine direkte Verknüpfung zwischen Wasserrahmen-Richtlinie und der Fortschreibung von BVT-Merkblättern und -Schlussfolgerungen erfolgen. Dabei sind auch die derzeitigen Möglichkeiten der Substitution darzustellen und einzufordern.
 - f) Zu klären ist, ob sich in den BVT-Dokumenten das Phasing-out-Ziel der Wasserrahmen-Richtlinie verankern lässt. Damit ließe sich klarstellen, dass das mittelfristige Ziel bei diesen Stoffen die Null-Emission bzw. Einstellung der Verwendung ist. Dadurch bekommen Verfahren besonderes Gewicht, die dieses Ziel unterstützen.
- ▶ Wie lässt sich – über § 57 Abs. 3 WHG hinaus – gewährleisten, dass die Abwasser-Verordnung regelmäßig an den aktuellen Stand der besten verfügbaren Techniken angepasst wird und dabei die Minderungsziele für PHS angemessen berücksichtigt sind? Hierzu gehört auch die Fortschreibung der BVT-Merkblätter und der BVT-Schlussfolgerungen.
- ▶ Wie lässt sich – über § 57 Abs. 4 und 5 WHG hinaus – gewährleisten, dass die tatsächliche Abwasserbehandlung an den aktuellen Stand der besten verfügbaren Techniken angepasst wird und dabei die Minderungsziele für PHS angemessen berücksichtigt sind?
- ▶ Als informatorisches Instrument kommt in Betracht, in der amtlichen Begründung und sonstigen amtlichen Erläuterungen zu den Anhängen der Abwasserverordnung Hinweise auf mögliche Vorkommen von PHS in den jeweiligen Branchen zu geben. An dieser Stelle wäre dann auch die Phasing-out-Zielsetzung zu betonen.
- ▶ Welchen Minderungsbeitrag könnte eine vierte Reinigungsstufe (bei kommunalen Kläranlagen) erbringen?

¹⁴⁷ Siehe dazu auch Erwägungsgrund 12 der UQN-RL. Eine direkte Bindung der Behörden der Mitgliedsstaaten entsteht allerdings wiederum lediglich im Hinblick auf die Einhaltung der UQN (und nicht für das Phasing out-Ziel), wie sich aus Art. 18 IE-RL ergibt (darauf verweist Erwägungsgrund 25 der UQN-RL).

Darüber hinaus wäre zu untersuchen, welche Möglichkeiten es gibt, das wasserrechtliche Instrumentarium fortzuentwickeln, um die Minderungsziele hin zum Phasing-out im Wasserrecht umzusetzen. Folgende Fragen wären dabei genauer zu betrachten:

- ▶ Stärkung der Umsetzung der Zwischenschritte auf dem Weg zum „Phasing-out“. Sind stoffspezifische Reduktionsziele in Form von Freisetzungsrufen sinnvolle Ergänzungen zu den UQN, um die Minderungsziele der PHS zu erreichen? Sie könnten die bestehenden UQN ergänzen, indem sie angeben, um wieviel Prozent die aktuellen Einträge bis zu einem festgelegten Zeitpunkt reduziert werden sollen. Solche Ziele könnten von den einzelnen Mitgliedstaaten selber festgelegt werden – als nationale PHS Stewardship Programme (ähnlich dem PFOS Stewardship Programm der US amerikanischen Umweltbehörde).
- ▶ Stärkung der Handlungspflichten auf EU-Ebene bei der Anwendung der Koordinierungsvorgaben nach Art. 7a UQN-RL in Fällen, in denen deutlich wird, dass sich mit dem Instrumentarium des Wasserrechts die Minderungsziele nicht erreichen lassen. In Betracht kommt etwa eine Vorgabe, dass das „Ob“ ergänzende Maßnahmen nicht mehr in Frage steht, sondern lediglich das „Wie“ der Minderungsmaßnahmen Gegenstand des „impact assessments“ auf EU und der anschließenden Beratungen in den Organen der EU ist. In Betracht kommt auch eine Vermutungswirkung, dass bei einer Überschreitung der UQN in mehreren Mitgliedsstaaten die Voraussetzungen des Art. 68 Abs. 1 REACH für den Erlass von Beschränkungen erfüllt sind.¹⁴⁸

7.3.3 Instrumente im sektoralen Recht

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Delta-Analyse in Abschnitt 6.3.2 lassen sich Minderungsziele einerseits beim Zusammenspiel mit Vorgaben aus dem Anlagenrecht¹⁴⁹ und andererseits beim Zusammenspiel zwischen Wasserrecht und REACH (bzw. dem sonstigen Stoff- und Produktrecht¹⁵⁰) erreichen, wenn

- ▶ diese Regelwerke die Stofffreisetzung an der Quelle der Freisetzung begrenzen (engl.: "rectify at source"). Jenseits der industriellen und gewerblichen Direkteinleitung verfügt das Wasserrecht hierfür nicht über zielführende Instrumente;
- ▶ aus der Perspektive des Wasserrechts die Möglichkeiten der REACH-Verordnung genutzt werden, die nunmehr (neben der Europäischen Kommission) auch den Mitgliedstaaten ein Initiativrecht bei der Einleitung des Verfahrens für generellen Stoffbeschränkungen sowie bei der Identifizierung von Stoffen für das Zulassungsverfahren (SVHC Stoffe auf der Kandidatenliste) zugesteht und
- ▶ die Eintragsquellen durch Importe (Beispiel PFCs aus Outdoorbekleidung oder auch 4-Nonylphenol in Textilien) nicht nur strenger reguliert, sondern auch besser kontrolliert werden.

In allen drei Punkten besteht Forschungsbedarf über das „wie“, um auf dieser Grundlage entsprechende Gestaltungsempfehlungen zu erarbeiten.

Zudem lässt sich eine Reduzierung der Einträge erreichen, wenn

- ▶ eine Überschreitung der UQN durch Lufteinträge (auch bei Ferntransport und ohne direkte Verknüpfung zu einem konkreten Wasserkörper) im Anlagenrecht direkt als „schädliche Umwelteinwirkung“ eingestuft wird und entsprechende Rechtsfolgen nach sich zieht und

¹⁴⁸ Siehe dazu bereits Abschnitt 4.2.1.

¹⁴⁹ Die eigentlich dem Anlagenrecht zuzuordnenden BVT-Merkblätter sind auch im Bereich des Wasserrechts von Bedeutung (siehe Abschnitt 7.3.1), sie sind daher im Folgenden im Hinblick auf den Abwasserpfad nicht mehr zu thematisieren.

¹⁵⁰ Das sonstige Stoff- und Produktrecht jenseits von REACH (und seinen Vorläuferregelungen) sowie der ebenfalls dem originären Stoffrecht zuzurechnenden POP-Verordnung war für die Beispielstoffe nicht relevant; dies mag sich bei anderen Stoffen, etwa bei Wirkstoffen für Arzneimittel und Pflanzenschutzmitteln, anders darstellen.

- ▶ sichergestellt wird, dass mit Industriechemikalien belastete Klärschlämme (beispielsweise mit PFOS) verbrannt werden. Hier ist zu prüfen, ob durch EU-weite Vorgaben eine Verbrennung sicherzustellen ist.

Für beide Optionen sind die Vorgaben des europäischen Sekundärrechts entsprechend anzupassen.

7.3.4 Grenzen: Remobilisierung aus Senken

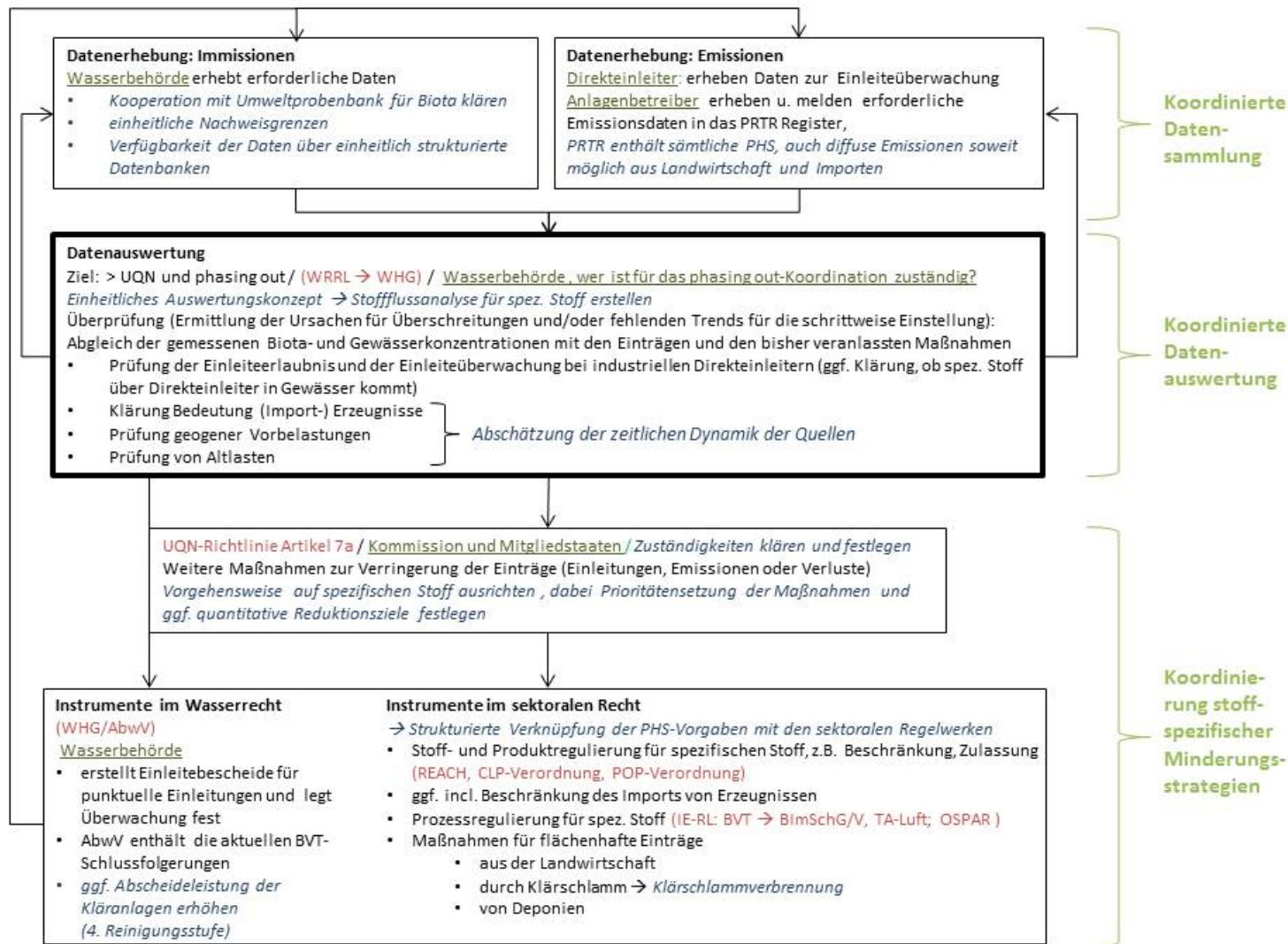
PHS, deren Gewässer- und Biotakonzentrationen trotz Ausschöpfung aller möglichen Minderungsmaßnahmen aufgrund geogener Vorkommen oder aufgrund von Stoffdepots oberhalb der UQN liegen (Abschnitt 6.3.3), stellen ein Problem für die Wasserbehörden dar, da für diese Gewässer ein „guter chemische Zustand“ nicht bzw. nur schwer oder zeitverzögert zu erreichen ist. Hier eröffnet die Wasserrahmen-Richtlinie Ausnahmemöglichkeiten (Abschnitt 3.3).

Zu klären ist hierbei, unter welchen Bedingungen sich diese Stoffe einerseits aus der Zielerreichung des „guten chemischen Zustandes“ ausklammern lassen, und zugleich andererseits die Minderungspotentiale und die Kontrollmöglichkeiten weiterhin ausgeschöpft werden.

7.4 Gesamtschau der Handlungsmöglichkeiten

Die nachfolgende Abbildung veranschaulicht in einer Gesamtschau die in den vorherigen Abschnitten erläuterten Ansatzpunkte, auf SMARTe Weise die Minderungsziele des Wasserrechts zu erreichen.

Abbildung 13: Aufeinander aufbauende Vollzugsbausteine, um SMARTe Schutzziele für PHS zu erreichen



Legende: (In roter Schrift bzw. in Klammern ist die Rechtsgrundlage dargestellt). In grüner Schrift bzw. unterstrichen werden die zuständigen Akteure genannt. Das Entwicklungspotential ist in blauer Schrift bzw. kursiv formuliert.

7.5 Ergänzung: Vermeidung von Folgeproblemen

Im Mittelpunkt des Forschungsvorhabens stehen die drei ausgewählten Beispielstoffe. Ihre Bearbeitung hat erkennen lassen, dass es einige bisher nicht genannte Gesichtspunkte gibt. Sie sind für die Erreichung der Ziele der Wasserrahmen-Richtlinie wichtig, gehen aber über das hier bearbeitete Forschungsvorhaben hinaus.

1. **Erfassung der Gesamtbelastung:** Bei einem Monitoring von Einzelstoffen ist nicht überprüfbar, ob prioritäre gefährliche Stoffe durch strukturell ähnliche – und ebenfalls problematische – Stoffe ersetzt worden sind. Es findet z.B. keine systematische Erfassung der Gesamtbelastung durch per- und polyfluorierte Chemikalien statt. SMARTe Minderungsinstrumente sollten auch in der Lage sein, Folgeprobleme abzubilden:
 - a) Ein Summenparameter für adsorbierbare organische Fluorverbindungen kann die Gesamtbelastung mit dieser Stoffgruppe abbilden. Er zeigt an, ob der Ersatz eines einzelnen Vertreters einer problematischen Stoffgruppe letztlich zu einer Verringerung der Gesamtbelastung führt oder nicht.
 - b) Auch für Stoffe mit hormonähnlicher Wirkung wäre zu prüfen, ob Summenparameter sich sinnvoll einsetzen lassen. In Oberflächengewässern liegen in der Regel Gemische mehrerer Stoffe mit endokriner Wirkung vor. SMARTe Minderungsinstrumente zur Sicherstellung des guten chemischen Zustands sollten sich daher nicht nur auf einzelne Stoffe beziehen. Sinnvoll ist eine Überprüfung, wie hoch die gesamte hormonelle Aktivität im Gewässer ist. Hierfür könnte man Biotests einsetzen, die an Umweltproben angepasst sind und standardisiert mit vertretbarem Aufwand in Monitoringprogrammen eingesetzt werden können.
2. **Vorbeobachtungsliste:** Es gibt keine UQN und keine Monitoringverpflichtungen für noch nicht regulierte Ersatzstoffe, die für PHS eingesetzt werden. So werden kurz- und mittelkettige per- und polyfluorierte Verbindungen seit mehreren Jahren verstärkt anstelle von PFOS z.B. in der Textilveredlung und der Galvanik eingesetzt. Die in der Wasserrahmen-Richtlinie verankerte Beobachtungsliste verhindert nicht die zunehmende Belastung der Gewässer mit diesen Stoffen. Die Screeningliste ist vom Ansatz her nachsorgeorientiert. Stoffe werden hier erst auffällig, wenn ihre Konzentrationen vorgegebene Werte erreicht haben. Bei Stoffen, die kritische Eigenschaften haben, und die als Ersatzstoffe für PHS verwendet werden, wäre frühzeitig und regelmäßig zu überprüfen, ob sie in der Umwelt gefunden werden. Diese Stoffe könnten auf eine Vorbeobachtungsliste gesetzt werden.
3. **Erweiterungen im Stoffrecht (REACH Anhang XIII):** Ersatzstoffe für PHS, die aufgrund ihrer Eigenschaften problematisch sind, sollten rechtzeitig in die behördliche Regulierung aufgenommen werden. Für die Wasserversorgung sind auch Stoffe mit hoher Grundwassergängigkeit kritisch. Einige dieser Stoffe erfüllen die derzeit in REACH (Anhang XIII) geltenden Kriterien für die Stoffeigenschaften Persistenz, Bioakkumulation und Toxizität nicht und werden deshalb auch nicht als besonders besorgniserregend eingestuft. Die Stoffeigenschaft Grundwassergängigkeit (aufgrund hoher Mobilität) sollte auch dazu führen können, dass ein Stoff als besonders besorgniserregend bewertet wird. Diese Bewertung ist Voraussetzung dafür, dass ein Stoff einer Zulassung unterworfen wird. Sie erleichtert auch die Durchsetzung von Stoffbeschränkungen.

Die Eigenschaft „Grundwassergängigkeit“ könnte im Artikel 57 REACH eingeführt werden. Explizit als zusätzliches Kriterium in Artikel 57 oder auch als Begründung für eine „ebenso besorgniserregende“ Wirkung (in Artikel 57f). Eine weitere Möglichkeit besteht darin, das Kriterium Grundwassergängigkeit im Anhang XIII von REACH aufzunehmen.

7.6 Empfehlungen für SMARTe Minderungsinstrumente und prioritäre Schritte

Aus dem in den Abschnitten 7.1 bis 7.5 genannten Forschungsbedarf und den formulierten Gestaltungsoptionen ergeben sich die in Tabelle 17 dargestellten Empfehlungen, um die im Wasserrecht verankerte Aufgabe für prioritär gefährlichen Stoffe (PHS) zu erfüllen, nämlich die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen (UQN) zu gewährleisten und zudem deren Eintrag in die Gewässer zu beenden oder schrittweise einzustellen (sog. Phasing-out). Zu betonen ist dabei, dass diese Aufgabe nicht über die Umsetzung einzelner isolierter Maßnahmen zu erreichen ist, sondern der SMARTe¹⁵¹ Erfolg auch und vor allen von der einzelnen Koordination der Maßnahmen abhängt.

¹⁵¹ SMART (siehe auch Tabelle 2) steht für
S – Simple, M – Measurable, A – Accessable, R – Reasonable und T – Timely.

Tabelle 17: SMARTe Minderungsinstrumente für PHS im Zusammenspiel zwischen Wasserrecht und anderen sektoralen Regelwerken

Glied-Nr.	Vollzugsbaustein	Einzelmaßnahme (Gestaltungsoption bzw. Forschungsbedarf)	Welche Akteure?	SMART-Kriterien	Bemerkungen
7.1	Koordinierte Datensammlung				
7.1.1	Datenerhebung: Immissionen	G: Daten über die Konzentration von PHS in Biota	Länder, Umweltprobenbank	SMART	Zeitaufwand ist zu klären.
		G: Vereinheitlichung der Nachweisgrenzen	Auswerteeinrichtungen, BfG	Verbesserung M	Aufwand unklar
		F: Nachweisgrenze unter UQN	Länder, Laborausstatter, BfG	Verbesserung M	Aufwand unklar
		G: Messwerte in öffentlichen Datenbanken rasch zugänglich	Länder, Datenbankbetreiber, Bund	SMART	
		G: Einheitliches Datenbankformat	Länder	SMART	
7.1.2	Datenerhebung: Emissionen	G: Direkteinleiter erfassen eingebrachte PHS vollständig	Länder	SMART	Ggf. Einleitebescheide anpassen
		G: PRTR erfasst (dynamisch) alle PHS	Organe der EU	SMART	PRTR-VO anpassen
		F: Daten im PRTR geben Freisetzung von PHS realistisch wieder?	EU, Länder	MAR	Test in einzelnen Flussgebietseinheiten
		GF: Einsatzmengen von PHS in offenen Anwendungen (etwa Landwirtschaft) bekannt	EU, Bund, Länder	SMART	Verknüpfung von Berichtspflichten prüfen
	F: Mengen an (importierten [Stoffe in]) Erzeugnissen sind im PRTR erfasst	EU; Bund	R	PRTR-VO anpassen	
7.2	Koordinierte Datenauswertung	FG: Klärung, ob die „Bestandsaufnahme“ nach Art. 5 als einheitliches Auswertungskonzept mit stoffspez. Stoffflussanalyse auf der Basis des TGD fortschreibungsbedürftig ist → Ermittlung der Ursachen für Überschreitungen und/oder fehlenden Trends für die schrittweise Einstellung	Bund, Länder	SMART	Weitere Entwicklung und Erprobung notwendig.
7.3	Koordinierung stoffspezifischer Minderungsstrategien	FG: Zuständigkeiten klären und festlegen; Relevanzkriterien entwickeln	EU (Kommission), ergänzend: MS (Bund)	SART	
7.3.1	Rechtsfragen der Koordinierung nach Art. 7a UQN-Richtlinie	FG: Stärkung der Handlungspflichten auf EU-Ebene bei der Anwendung der Koordinierungsvorgaben nach Art. 7a UQN-RL, nicht das „Ob“ ergänzender Maßnahmen steht zur Frage, sondern lediglich das „Wie“ der Minderungsmaßnahmen.	EU (Kommission)		Auslegung (bzw. Fortschreibung) von 7a [8a] UQN-RL
		G: Weitere Maßnahmen zur Verringerung der Einträge, Vorgehensweise auf spez. Stoff ausrichten, dabei Prioritätensetzung der Maßnahmen und ggf. quantitative Reduktionsziele (Zwischenziele) festlegen	EU (Kommission), Bund	SMART	

Glied.-Nr.	Vollzugsbaustein	Einzelmaßnahme (Gestaltungsoption bzw. Forschungsbedarf)	Welche Akteure?	SMART-Kriterien	Bemerkungen
7.3.2	Instrumente im Wasserrecht	FG: Effektive Umsetzung der gegebenen Instrumente im Hinblick auf die Bewirtschaftungsplanung für das Unterschreiten der UQN	Länder	SMART	
		FG: Direkte Verknüpfung zwischen Wasserrahmen-Richtlinie und der Fortschreibung von BVT-Merkblättern und –Schlussfolgerungen; dabei sind auch die derzeitigen Möglichkeiten der Substitution darzustellen und einzufordern und kleine und mittlere Anlagen zu berücksichtigen	KOM (Sevilla Büro) mit Input UBA und Länder	SMART	Koordinierung mit IE-RL im Rahmen der BVT-Prozesse (Sevilla)
		F: Welchen Minderungsbeitrag könnte eine vierte Reinigungsstufe (bei kommunalen Kläranlagen) erbringen?	Länder (LAWA), UBA		Betriebserfahrungen auswerten
7.3.3	Instrumente im sektoralen Recht	G: PHS sind automatisch als SVHC Stoffe auf der Kandidatenliste	EU (KOM, Rat EP)	SMART	Link zwischen WRRL + REACH schaffen
		G: Stoffspez. Regulierung der Einträge durch generelle Stoffbeschränkungen einschließlich Importverboten über REACH	EU (KOM/ECHA), Bund (MS)	SMART	Beschränkungsossier erstellen (Art. 69 REACH)
		FG: Ursachen für Nicht-Identifizierung von PHS als PBT im Registrierungsverfahren klären; ggf. Kriterien aus Anhang XIII fortschreiben.	ECHA (Dossierev.) MS (Stoffev.) G: EU		
		FG: Anlagenrecht stuft eine Überschreitung der UQN durch Luftinträge (auch bei Ferntransport und ohne direkte Verknüpfung zu einem konkreten Wasserkörper) direkt als „schädliche Umwelteinwirkung“ ein; Rechtsfolgen für einzelne Anlagen wären zu klären.	EU, Bund		Anpassung von IE-RL bzw. BImSchG und/oder 39. BImSchV bzw. TA Luft
		FG: Verbrennung von PHS haltigen Klärschlämmen verbindlich vorschreiben	EU, Bund		
7.3.4	Grenzen: Remobilisierung aus Senken	F: PHS, deren Gewässer- und Biotakonzentrationen trotz Ausschöpfung aller möglichen Minderungsmaßnahmen aufgrund geogener Vorkommen und Stoffdepots oberhalb der UQN liegen, werden aus der Zielerreichung des „guten chemischen Zustandes“ ausgeklammert, ohne dass sie aus der Bewirtschaftungsplanung und damit aus der Kontrolle genommen zu werden	EU, Bund		Änderung des Rechtsrahmens notwendig und sinnvoll?
7.5	Vermeidung von Folgeproblemen	FG: Die Gesamtbelastung der Gewässer wird durch die Anwendung von geeigneten Summenparametern beobachtet, die auch „Ersatzstoffe“ für PHS abdecken, die ähnlich problematisch sind.	EU	SMART	Als Monitoring-Maßnahme auch national zu erproben?
		FG: Eine Vorbeobachtungsliste unterstützt das vorausschauende Monitoring von Stoffen. Sie benennt Stoffe, deren Auftauchen im Gewässer erwartet werden kann aufgrund bekannter kritischer Eigenschaften und Verwendungen.	EU	SMART	
		G: Die Stoffeigenschaft „Grundwassergängigkeit“ wird in REACH Anhang XIII als Grund für die Bewertung eines Stoffes als besonders besorgniserregend aufgenommen.	EU	MRT	Vermutlich hoher Diskussionsbedarf

Die Analyse der drei Beispielstoffe zeigt, dass es bislang an einer Operationalisierung des Phasing-out-Ziels in der Wasserrahmen-Richtlinie fehlt. Vor dem Hintergrund der Schlussfolgerungen aus den vorhergehenden Kapiteln empfehlen wir daher die folgenden prioritären Schritte zur Operationalisierung des Phasing-out-Ziels einer näheren Prüfung zu unterziehen:

- ▶ Für PHS werden **nationale quantitative Emissionsreduktionsziele** erstellt. Grundlage dieser Ziele sind stoffspezifische Eintragsinventare.
- ▶ PHS-Einträge aus (**importierten**) **Erzeugnissen** werden durch Maßnahmen des Stoffrechts verringert (europaweite Beschränkungen).
- ▶ PHS-Einträge aus industriellen Prozessen werden ebenfalls durch Maßnahmen des Stoffrechts (Zulassung/Beschränkung) weitestgehend ausgeschlossen. Hier lassen sich die zulässigen Restkonzentrationen in Erzeugnissen so niedrig festsetzen, dass sie eine gezielte Verwendung der Stoffe im Produktionsprozess ausschließen.
- ▶ Die Europäische Kommission setzt für PHS eine **direkte Verknüpfung zwischen Wasserrahmen-Richtlinie und BVTs nach der IE-Richtlinie (2010/75/EU)** um. Bei Stoffen mit einer Umweltqualitätsnorm sind für alle Branchen, die sie verwenden, in den zugehörigen BVTs die derzeitigen Möglichkeiten des Verzichts darzustellen und einzufordern. In den BVTs wird das Phasing-out-Ziel der Wasserrahmen-Richtlinie verankert.
- ▶ Bei Direkteinleitern sind die **BVT dem Stand der Technik** anzupassen. Hier ist zu gewährleisten, dass der europäische Abstimmungsprozess sicherstellt, dass besonders effektive, national bereits verfügbare Techniken auch in die BVTs übernommen werden. Vorhandene nationale Gestaltungsräume im Anlagenrecht lassen sich nutzen, um besonders fortschrittliche nationale Ansätze umzusetzen, die derzeit europäisch noch nicht Standard sind.
- ▶ In den **Hintergrundpapieren zu den Anhängen der Abwasserverordnung** sollten Hinweise auf mögliche Vorkommen von PHS in den jeweiligen Branchen gegeben werden. An dieser Stelle sollte dann auch die Phasing-out-Zielsetzung seitens der EU Kommission durch entsprechende Vorgaben verankert werden.
- ▶ Für Anlagen, in denen PHS eingesetzt werden, sollte ein **Monitoring der Einsatzmengen und Freisetzungen** verpflichtend sein. Dies gilt auch für kleine und mittlere Unternehmen.
- ▶ **Anlagenbezogene Emissionsbegrenzungen** der IE-RL werden bei PHS auch für kleine und mittlere Unternehmen Geltung bekommen.
- ▶ Eine Überschreitung der UQN durch Luftemissionen sollte im Anlagenrecht direkt als „**erhebliche Umweltverschlechterung**“ eingestuft werden und entsprechende Rechtsfolgen nach sich ziehen.
- ▶ Die Gesamtbelastung der Gewässer wird durch die Anwendung von geeigneten **Summenparametern** beobachtet (z.B. für adsorbierbare organischen Fluorverbindungen).
- ▶ Eine **Vorbeobachtungsliste** unterstützt das vorausschauende Monitoring von Stoffen, die als Ersatzstoffe für PHS zum Einsatz kommen. Sie benennt Stoffe, deren Auftauchen im Gewässer erwartet werden kann und die ähnlich problematische Eigenschaften aufweisen können wie PHS.

Auch hier ist zu betonen, dass die wichtigste Aufgabe zur Erreichung des Phasing-out-Ziels nicht die Umsetzung einzelner isolierter Maßnahmen ist, sondern die die Koordinierung der Vollzugsbausteine. Die Kapitel 7.1 – 7.5 und die Abbildung 11 enthalten konkrete Vorschläge für die Koordination.

8 Literatur

Beckers/Heidemeiner/Hilliges, Kohlekraftwerke im Fokus der Quecksilberstrategie, 2012.

- Benskin, J. P., Muir, D. C. G., Scott, B. F., Spencer, C., De Silva, A. O., Kylin, H; Yamashita, N. (2012). Perfluoroalkyl acids in the Atlantic and Canadian Arctic Oceans. *Environmental Science & Technology*, 46(11), 5815–23.
- BfR (2008): Gesundheitliche Risiken durch PFOS und PFOA in Lebensmitteln sind nach derzeitigem wissenschaftlichen Kenntnisstand unwahrscheinlich. Stellungnahme 004/2009 des BfR vom 11. September 2008.
- Brooke et al. (2004): Brooke, D.; Footitt, A. & Nwaogu T A: ENVIRONMENTAL RISK EVALUATION REPORT: PERFLUOROCTANESULPHONATE (PFOS). Environment Agency 2004.
- BL (2015a): Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe „Koordinierung der Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG (prioritäre Stoffe)“, Zusammenfassung, Arbeitsstand: 10. Februar 2015.
- BL (2015b): Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe „Koordinierung der Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG (prioritäre Stoffe)“ (2015b): Abschlussbericht zur Durchführung ersten der Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste (prioritäre Stoffe) nach Art. 5 der Richtlinie 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 der OGeV in Deutschland (Langfassung, Arbeitsstand: April 2015)
- Bundesgesundheitsblatt (2009): Referenzwerte für Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) im Blutplasma Humar; Stellungnahme der Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltamtes; (Bundesgesundheitsbl. Nr. 8/2009 S. 878).
- EAWAG 2010, Mikroverunreinigungen. Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser.
- ECHA (2012): Member State Committee support document for identification of 4-nonylphenol, branched and linear, as substance of very high concern; Adopted on 13 December 2012; <http://echa.europa.eu/documents/10162/16559221-1576-43d6-8306-228357265f34>
- ECHA (2013a): Agreement of the Member State Committee on the identification of 4-Nonylphenol. Branched and linear, ethoxylated as a substance of very high concern according to Articles 57 and 59 of Regulation (EC) 1907/2006; Adopted on 12 June 2013; http://echa.europa.eu/documents/10162/14598347/agreement_4-nonylphenol_ethoxylates_20130612_en.pdf
- ECHA (2013b): SVHC Support Document for Identification of 4-Nonylphenol, branched and linear, ethoxylated.
- European Commission EC (2011): TGD-EQS Technical Guidance for deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Guidance Document No. 27. (überarbeitetes Lepper-Dokument). European Commission EC (2012): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 28. Technical Guidance on the Preparation of an Inventory of Emissions, Discharges and Losses of Priority and Priority Hazardous Substances.
- European Community EC (2002): European Union Risk Assessment Report, 4-NONYLPHENOL (BRANCHED) AND NONYLPHENOL, Prepared by the UK.
- Führ, M.; Bunke, D.; Herrmann, A.; Merenyi, S.; Kleihauer, S.; „Wirksame Kontrolle“ von besonders besorgniserregenden Stoffen (SVHC) mit Eigenschaften ohne Wirkungsschwelle im Rahmen der Zulassung nach REACH. Abschlussbericht, für das Umweltbundesamt, FKZ 206 67 460/02. http://www.reach-helpdesk.info/fileadmin/reach/dokumente/REACH-PBT/PBT_Kontrolle_2011_06_28.pdf (Stand: 1.7.2015).
- Führ, M.; Merenyi, S.; Kleihauer, S. (2004): Schnittstellenprobleme zwischen EG-Stoffrecht und sektorialem Umweltrecht – Umsetzungshemmnisse bei der Risikominderung von Altstoffen nach EG-Verordnung 793/93, Darmstadt/Berlin 2004, download unter: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2872.pdf> und [2953.pdf](http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2953.pdf)
- Ginzky, H. (2009): Die Pflicht zur Minderung von Schadstoffeinträgen in Oberflächengewässer, ZUR 2009, 242
- Götz, C.; Kase, R.; Hollender, J.; Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf, 2010

Heiß, Chr. (2015): Umweltqualitätsziele für den guten chemischen Zustand – Ergebnisse der ersten Revision der RL EG/2008/105, in: Hofmann (Hrsg.), Wasserrecht in Europa, Baden-Baden 2015, 184/186

Hillenbrand Th., Marscheider-Weidemann, F.; Strauch, M. (2007): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. UBA Texte 27/07.

http://www.reach-konferenz.de/Docs_RidPIII/WS4/05_EBRC-UBA-2012-09-25.pdf

http://www.umwelt-online.de/recht/gefstoff/gen_tech/bekanntm/blutpref.htm

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins IKS (2012): Auswertungsbericht Industriechemikalien, Bericht 202.IAWR 2008; Donau-, Maas- und Rhein Memorandum 2008. http://www.iawr.org/docs/publikation_sonstige/memo2008.pdf (Stand: 6. Juli 2015).

Kase et al. 2009; Kase, R.; Kunz, P.; Identifikation geeigneter Nachweismöglichkeiten von hormonaktiven und reproduktionstoxischen Wirkungen in aquatischen Ökosystemen. Umweltwissenschaften Schadstoffforschung 21 (4); DOI 10.1007/s12302-009-0072-2.

KEMI report: Beronius, A.; Hanberg, A.; It is possible to determine thresholds for the effects of endocrine disruptor? Swedish Chemicals Agency, 2013.

Klipsch, K.; Voigt, A. (2012): Besonderheiten der Umweltrisikobewertung von Metallen. Präsentation REACH in der Praxis: Fachworkshop 4; Berlin, 25. September 2012.

Knepper, t.; Frömel, T.; Gremmel, C.; van Driezum, I.; Weil, H.; Verstergren, R.; Cousins, I.; Understanding the exposure pathways of per- and polyfluoralkyl substances (PFASs) via use of PFASs-Containing products – risk estimation for man and environment. UBA Texte 47/2014, FKZ 3711 63 418, Umweltbundesamt, Dessau.

Koschorreck, J. 2014: Prioritär gefährliche Stoffe und Phasing-out Ergebnisse der Umweltprobenbank des Bundes. Vortrag auf dem Workshop des Umweltbundesamtes am 27. November 2014 in Berlin.

Laskowski, S. (2013): Kohlekraftwerke im Lichte der EU-Wasserrahmen-Richtlinie, ZUR 2013, 131

LINOS DB; LANUV NRW (2010): Industriechemikalien-Monitoring 2010.

MERAG (2007): METALS ENVIRONMENTAL RISK ASSESSMENT GUIDANCE (MERAG); Fact Sheet 02: Exposure Assessment; January 2007. <https://www.icmm.com/page/1185/metals-environmental-risk-assessment-guidance-merag>

Morf et al. (2008): Dynamic Substance Flow Analysis as a Valuable Risk Evaluation Tool – A Case Study for Brominated Flame Retardants as an Example of Potential Endocrine Disrupters. , pp. 424–431(8).

NRW 2012, Mikroschadstoffe

NRW 2012, Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser. Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen. Abschlussbericht. http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht%20Mikroschadstoffe_komprimiert.pdf (Stand: 30. Juni 2015)

NRW 2014: Fortsetzungsbericht Reine Ruhr 2014. Programm Reine Ruhr zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. http://www.umwelt.nrw.de/ministerium/presse/presse_aktuell/presse140320_a.php, abgerufen am 7. Januar 2014.

Rehbinder, E. (2015): Das Verschlechterungsverbot im Wasserrecht, in: Hofmann (Hrsg.), Wasserrecht in Europa, Baden-Baden 2014, 43 ff.

Rüdel, H.; Fliedner, A. und Herrchen, M. (2007): Strategie für ein stoffangepasstes Gewässermonitoring Machbarkeitsstudie. Fraunhofer IME.

Schneider K; Schuhmacher-Wolz U.; Oltmanns J; Clauberg M.; Ollroge I, Wagner A. (2004): Verfahren zur Standardsetzung für Höchstgehalte für Umweltkontaminanten in Lebensmitteln. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Aktionsprogramm „Umwelt und Gesundheit“, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 703 61 218/03, Im Auftrag des Bundesinstituts für Risikobewertung (BfR).

Schulte, C. et al. 2006; Persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe in der EU – Anspruch und Wirklichkeit, Mitt Umweltchem Ökotox 2006, 65-68.

Staupe, Cl.; Vierke, L.; Perfluorierte Carbonsäuren – nicht nur die Perfluorooctansäure (PFOA) ist besorgniserregend. Mitteilungen Umweltchemikalien Ökotoxikologie, 19(2), S. 30- 33, 2013

Tettenborn, F.; Hillenbrand, T. (2014): Stoffflussanalyse. Aktualisierung und Ergänzungen für ausgewählte Stoffe – DEHP, NP, OP, PAK, pb-. Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung, Karlsruhe 2014.

Theobald, N.; Schäfer, S.; Baaß, A.-Ch, 2011.: Perfluorierte Verbindungen in archivierten Fischproben der Umweltprobenbank des Bundes. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 301 02 038. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Hamburg, 2011. Verfügbar unter http://www.thru.de/search/?no_cache=1&L=0 (Stand 30.06.2015).

Umweltbundesamt, Leistungsbeschreibung für das Forschungsvorhaben „PBT – quo vadis“ (UFOPLAN FKZ 3715 65 4154).

Umweltbundesamt Österreich 2009, Emissionen organischer und anorganischer Stoffe aus kommunalen Kläranlagen.

Umweltprobenbank des Bundes (2013): Steckbrief Perfluorooctansulfonsäure; <http://www.umweltprobenbank.de/de/documents/profiles/analytes/14132> (abgerufen am 21.11.2013)

Van Vlaardingen, P.L.A.; Posthumus, R. und Traas, T.P. (2003): Environmental Risk Limits for Alkylphenols and Alkylphenol ethoxylates. This investigation has been performed for the account Directorate-General for Environmental Protection, Directorate for Chemicals, Waste and Radiation, in the context of the project ‘Setting Integrated Environmental Quality Standards’, RIVM report 601501019/2003.

Vierke, L.; Regulierungsstrategie am Beispiel der Stoffgruppe der per- und polyfluorierten Chemikalien (PFC). Vortrag auf dem Workshop „REACH in der Praxis“, Umweltbundesamt, Berlin, 25. September 2013, verfügbar unter http://www.reach-konferenz.de/Docs_RidPIII/WS7/03_WS7_Vierke_UBA.pdf (eingesehen am 29. Juni 2015).

Wagner et al. 2013; Wagner, A.; Raue, B.; Brauch, H.-J.; Worch, E.; Lange, F.: Determination of adsorbable organic fluorine from aqueous environmental samples by adsorption to polystyrene-divinylbenzene based activated carbon and combustion ion chromatography. Journal of Chromatography A, 1295 (2013), p. 82 – 89.

Wildner, L. (2012): Perfluorierte Tenside (PFT); Bedeutung für Mensch und Umwelt; Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden Württemberg

Zangl, S.; Blepp, M.; Marquardt, M.; Moch, K.; in Zusammenarbeit mit Homburg, B.; Temme, C. und Wirth, O. (2012): Nationale Umsetzung des Stockholmer Übereinkommens zu persistenten organischen Schadstoffen (POPs) – PBDE und PFOS in Erzeugnissen und im Recyclingkreislauf; Öko-Institut e.V. in Kooperation mit Institut für Ökologie und Politik (Ökopol) GmbH & Eurofins GfA Lab Service GmbH; Mai 2012; im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA), Dessau; http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Forschungsdatenbank/3710_63_415_stockholm_bf.pdf

Zeschmar-Lahl, B.: Quecksilberemissionen aus Kohlekraftwerken in Deutschland – Stand der Technik der Emissionsminderung, 2014.

9 Anhang: Besonderheiten bei der Expositionsabschätzung und beim Monitoring

9.1 Besonderheiten bei der Expositionsbewertung und beim Monitoring

Es gibt eine größere Zahl von Eigenschaften (z.B. Persistenz, weiträumiger Transport, Import über Erzeugnisse), die das Auftreten eines Stoffes in der Umwelt beeinflussen. Welche dieser Eigenschaften vorliegen, entscheidet mit, wie ein erfolgreiches stoff-spezifisches Monitoring aussieht. Einige dieser Eigenschaften (z. B. hohe geogene Hintergrundkonzentrationen) führen dazu, dass sich die Bewertungsmethodik und die Konzeption des Monitoring für einen solchen Stoff deutlich von der Standard-Herangehensweise unterscheiden. Einige Eigenschaften (z.B. kein Abbau und keine Sorption in Kläranlagen) ermöglichen die Anwendung spezifischer Instrumente (z.B. Stoffstrommodelle) zur Identifizierung prioritärer Vorfluter bzw. Gewässerabschnitte. Aus ihnen lassen sich direkt spezifische Management-Maßnahmen ableiten (z.B. gezielte Messungen).

Die Eigenschaften, die für ein stoff-spezifisches Monitoring wichtig sind, können drei Bereichen zugeordnet werden:

- ▶ Physikalisch-chemische Eigenschaften und Verhalten des Stoffes in der Umwelt. Hierzu gehören Persistenz, Bioakkumulation, das Auftreten von Vorläufersubstanzen und Abbau- bzw. Reaktionsprodukten, Umwandlungsprozesse, das Fehlen von Abbau bzw. Sorption in Kläranlagen, das Auftreten von Ferntransport, das Auftreten geogener Hintergrundbelastungen, der Transfer zwischen den Kompartimenten und der Wechsel der Bioverfügbarkeit.
- ▶ Quellen und Senken. Hierzu zählen das Auftreten und das Gewicht lokaler Freisetzungen aus Punktquellen, die Bedeutung unbeabsichtigter Freisetzungen aus Prozessemissionen (z.B. Quecksilber bei der Energiegewinnung), die Freisetzung aus Erzeugnissen während der Nutzungsphase (als diffuse Emission, z.B. bei PFOS und 4-NP aus Textilien), die Bedeutung importierter Erzeugnisse als Belastungsquelle, Freisetzungen aus der Wiederverwertung bzw. Entsorgung, anthropogene und geogene Speicher, das Auftreten langer Zeitspannen bis zur Freisetzung, das Vorhandensein von Schadstoffsenken, komplexe Freisetzungscharakteristiken statt kontinuierlicher Freisetzung, und das Vorliegen oder Fehlen einer Linearität zwischen dem Kläranlageneintrag und der Vorfluterexposition.
- ▶ Strukturell oder wirkungsseitig verwandte Stoffe. Hier ist zu beachten, ob der betrachtete Stoff zu einer Klasse strukturell verwandter Stoffe zählt (z.B. PFOS zu den per- und polyfluorierten Chemikalien), ob es Gruppen von Vorläuferverbindungen gibt (z.B. 4-NPEO bei 4-NP und Fluortelomeralkohole bei PFOS) und ob der Stoff zu einer Gruppe von Stoffen mit gleichem Wirkungsendpunkt gehört (z.B. 4-NP als hormonell wirksamer Stoff).

Im Anhang wird in den Tabellen im Kapitel 10 für jede der Eigenschaften erläutert, welche Bedeutung ihr Auftreten bei einem Stoff für die Expositionsbewertung bzw. das Monitoring hat. Falls möglich, werden dort auch Hinweise auf Management-Möglichkeiten gegeben, die sich spezifisch aus einer bestimmten Eigenschaft ergeben können. Aus dieser Zusammenstellung können eine Reihe von Besonderheiten abgeleitet werden. Sie sind wichtig für die Expositionsbeurteilung von Stoffen, für ihr Monitoring im Wasserrecht und für die Erreichung der Minderungsziele der WRRL.

Zeitliche Entkopplung von Maßnahmen und ihrem Nachweis im Monitoring. Bei persistenten Stoffen, die bereits über einen langen Zeitraum verwendet wurden, führt das Beenden von lokalen Freisetzungen nicht notwendig zu einer messbaren Verringerung der Konzentration in den Oberflächengewässern. Dies bedeutet auch, dass die Beurteilung einer lokalen Emissionsminderungs-Maßnahme in vielen Fällen nicht mehr direkt über Monitoring des Gewässers oder der Biota erfolgen kann.

Erzeugnisse als Belastungsquelle. Bei persistenten Stoffen kann eine wesentliche Eintragsquelle der Import dieser Stoffe in Erzeugnissen sein. Verbraucher-Erzeugnisse können so zu diffusen Emissionen führen, die

über die Luft transportiert und so wie auch auf anderen Wegen in die Gewässer eingetragen werden. Beispiel sind 4-NP-Freisetzen aus Kleidung und PFOS-Freisetzen aus Outdoorbekleidung (Knepper et al. 2014).

Bedeutung industrieller Freisetzen. Expositionen durch Einträge aus industriellen Verwendungen können bei Kenntnis der Einsatzmengen abgeschätzt werden. Eine Einschätzung der Bedeutung dieser Einträge für die Gesamtbelastung ist aber nur möglich, wenn belastbare Eintrags-Inventories vorliegen.

Schwerpunktsetzung durch Stoffstromanalysen. Import, Export, Produktion, Verwendung, Wiederverwertung und Entsorgung können zu bedeutenden Freisetzen und bedeutenden Speichern von persistenten führen. Ein Überblick über die hier auftretenden Stoffmengen und Stoffflüsse unterstützt notwendige Schwerpunktsetzungen. Dies bezieht sich sowohl auf Monitoringaktivitäten als auch auf die Auswahl geeigneter Risikomanagement-Maßnahmen (siehe hierzu und den diesbezüglichen Vorgaben aus Art. 5 UQN-RL sowie dem zugehörigen Guidance Document auch Kap.9.2) Aktuell sind Stoffstromanalysen für mehrere PHS im Rahmen der Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste von PHS in Deutschland erarbeitet worden (Tettenborn und Hillenbrand 2014). Ein Beispiel für die Ergebnisse einer solchen Analyse zeigt Abbildung 6 (Kap.5.2, S.74). Hierbei war die räumliche Betrachtungsebene Deutschland. Die Verfasser weisen darauf hin, dass Stoffstromanalysen auch die Grundlage für die Ableitung kosteneffizienter Maßnahmen sein können.

Zeitliche Änderungen der Freisetzen. Produktionsmengen- und -technologien, Verwendungsmuster, Wiederverwertung- und Entsorgungsprozesse von Stoffen in der Technosphäre können sich zeitlich verändern. Z.B. aufgrund von Verbesserungen bei den Risikomanagementmaßnahmen in der Abfall- und Abwasserbehandlung oder aufgrund regulativer Maßnahmen. Dynamische Stoffflussanalysen (z.B. Morf et al. 2008) ermöglichen die Berücksichtigung dieser Veränderungen bei der Modellierung von Stoffflüssen und Freisetzen (siehe hierzu auch Kap.9.2). Dynamische Stoffflussanalysen ermöglichen eine vergleichende Beurteilung der Wirksamkeit unterschiedlicher Risikomanagement-Optionen.

Mikroverunreinigungen: Vorhersage von Belastungsschwerpunkten. Bei Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser (Beispiel PFOS, 4-NP) ist die in den Vorflutern gefundene Konzentration linear abhängig von dem Abwasseranteil im Vorfluter. Durch Stofffluss-Modellierungen können vor einem Monitoring Belastungs-Hotspots vorhergesagt werden. (Beispiel Schweiz: Überschreitungen um das 4fache in 17% der Vorflutern (Götz et al. 2010)). Ohne eine Voreinschätzung der Belastungssituation kann es sein, dass das Monitoring Belastungsschwerpunkte übersieht.

Berücksichtigung der Freisetzungsdynamik. Persistente Stoffe können je nach Nutzungsmuster kontinuierlich oder nicht kontinuierlich freigesetzt werden. Bei nicht-kontinuierlich freigesetzten Stoffen sollten Probenahmezeitpunkt und Art der Probenahme den Besonderheiten des jeweiligen Stoffes angepasst werden. Sonst besteht die Gefahr, dass Belastungsspitzen nicht erfasst werden. Je nach Nutzungsart können Wetterereignisse (z.B. Starkregen) zu zusätzliche Einträgen führen (Götz et al. 2010)).

Geogene Hintergrundbelastungen. Bei Metallen stellen Mobilisierungen aus Böden und Sedimenten wesentliche Eintragsquellen dar. Hier können regional sehr unterschiedliche Hintergrundkonzentrationen auftreten. Dies ist bei der Konzeption der Monitoringprogramme und bei der Bewertung der Messergebnisse zu beachten (KLIPSCH UND VOIGT 2012).

Bioverfügbarkeit. Bei Metallen können lokale Umgebungsbedingungen wie Wasserhärte und Gehalt an organischen Verbindungen wesentlich beeinflussen, welcher Teil einer gemessenen Konzentration auf Lebewesen einwirken kann. Die Höhe einer Wirkschwelle (z.B. PNEC) ist damit regional unterschiedlich. Für die Beurteilung von Monitoringergebnissen sind in solchen Fällen zusätzliche Daten zu den Umgebungsbedingungen (Wasserhärte, pH-Wert, DOC) notwendig (KLIPSCH UND VOIGT 2012).

9.2 Besonderheiten bei den Abschätzung der Emissionen

Nach Art. 5 Abs. 1 UWN-RL haben die Mitgliedsstaaten „für jede Flussgebietseinheit oder jeden Teil einer Flussgebietseinheit in ihrem Hoheitsgebiet eine Bestandsaufnahme (...) der Emissionen, Einleitungen und Verluste aller prioritären Stoffe und Schadstoffe“ zu erstellen. Um für persistente Stoffe zu erwartende Emissionen in die Oberflächengewässern belastbar abschätzen zu können, müssen auch Einträge aus diffusen Quellen und verzögerte Freisetzungen aus Speichern sowie Remobilisierungen aus (vorübergehenden) Senken und Verlagerungen in andere Umweltkompartimente beachtet werden. Solche Abschätzungen erlauben es dann, verschiedene Möglichkeiten der Belastungsverringerung miteinander zu vergleichen. Für diese Aufgabenstellungen stehen inzwischen mehrere Ansätze zur Verfügung, in denen bisherige Modelle zur Expositionsabschätzung erweitert wurden.

- ▶ **Ansätze zu Stoffflussanalysen für ein Flussgebiet** analog den Anforderungen an das Eintragsinventar nach Art. 5 UQN-RL (konkretisiert in TGD Nr. 28).¹⁵² Dieser Leitfaden unterscheidet verschiedene Ansätze für die Erstellung von Emissionsinventaren für PHS-Stoffe wie z.B. den „Flussfrachtenansatz“ („riverine load approach“). Dabei werden die Gesamteinträge bzw. Frachten im Fluss bestimmt. Die beobachteten (gemessenen) Frachten sind die Summe aller Einträge plus aller Transportphänomene (Remobilisierung) abzüglich möglicher Senken (z.B. Abbau, Zwischenlagerung). Nach Quantifizierung der Einträge aus Punktquellen lassen sich über diesen Ansatz auch die Einträge aus diffusen Quellen ableiten.
- ▶ Diesen Ansatz verfolgt auch das Stoffflussmodell für Flussgebiete (Ort et al. 2007)¹⁵³. Mit diesem Stoffflussmodell können sowohl Stoffflüsse als auch Konzentrationen im Gewässer z.B. direkt unterhalb der Einleitstellen der Kläranlagen berechnet werden, indem die Stoffeinträge aus den Kläranlagen entlang der Fließstrecke der Gewässer aufsummiert werden. Durch solche Stoffflussmodellierungen lassen sich besonders problematische Vorfluter zur Priorisierung von Messungen und genaueren Untersuchungen (d.h. Monitoring) identifizieren. Gleichmaßen können mit Stoffflussmodellierungen auch unkritische Gewässerabschnitte identifiziert werden und den zukünftigen Messaufwand deutlich eingrenzen.
- ▶ Berücksichtigung des „**technischen Metabolismus**“ von Stoffen während ihrer Verwendung und Gebrauchsphase in der Technosphäre.
- ▶ Stoffflussanalysen (SFA) liefern Informationen über das Verhalten und den Verbleib von Stoffen in der Technosphäre, Anthroposphäre und Umwelt. Dabei wird das komplexe System des gesamten Stofflebenslaufs betrachtet, angefangen von der Quelle (Produktion/Import) über die Verwendung einschließlich der Stoffbestände in Haushalten und Industrie, den verschiedenen Expositionspfaden in die Umwelt, Abfallmanagement und Deponierung, einschließlich aller möglichen Vernetzungen zwischen den einzelnen Größen (z.B. Morf et al. 2008)¹⁵⁴.
- ▶ Detaillierte Darstellungen zu den hier verfügbaren Instrumenten und Ansätze dokumentiert der Zwischenbericht zu diesem Forschungsprojekt. Die Methodik der dynamischen Stoffstromanalyse wird im hier vorliegenden Endbericht im Anhang im Kapitel 11 dargestellt.
- ▶ Für die im Frühjahr 2015 vorgestellte Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste prioritärer Stoffe in Deutschland (BL 2015a, BL 2015b) sind aktualisierte Stoffflussanalysen für Diethylhexylphthalat, Nonylphenol, Octylphenol, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und Blei erstellt worden (Tettenborn und Hillenbrand 2014).

¹⁵² Guidance Document No. 28: Preparation of an Inventory of Emissions, Discharges and Losses of Priority and Priority Hazardous Substances.

¹⁵³ Ort et al. (2007): Mikroverunreinigungen: Nationales Stoffflussmodell. GWA. 2007, Bd. 11/2007.

¹⁵⁴ Morf et al. (2008): Dynamic Substance Flow Analysis as a Valuable Risk Evaluation Tool – A Case Study for Brominated Flame Retardants as an Example of Potential Endocrine Disrupters. , pp. 424–431(8).

9.3 Stoffspezifische Herausforderungen

Jeder der drei Beispielstoffe zeigt Besonderheiten, die die Abschätzung der Emissionen, das Monitoring und auch die Einhaltung der Minderungsziele der WRRL schwieriger gestalten.

PFOS: Der Begriff PFOS wird sowohl für die eigentliche Säure als auch für die Salze verwendet. Im Wasser liegt PFOS als vollständig dissoziiertes, freies Säureanionen. Bei der Expositionsbewertung von PFOS muss daher neben der Verwendung der eigentlichen Säure auch die Verwendung der verschiedenen Salze berücksichtigt werden, da diese zu einer direkten Emission von PFOS in die Umwelt führen können. Darüber hinaus wird PFOS auch aus einer Vielzahl von Derivaten und Polymeren freigesetzt. Dies bedeutet: PFOS-Derivate und -Polymere müssen als potentielle Quellen für eine Freisetzung von PFOS in der Umwelt angesehen werden. Brooke et al. (2004) berücksichtigen in ihrer Umweltrisikobewertung nicht nur PFOS, sondern insgesamt drei verschiedene Gruppen von Substanzen: PFOS-Salze, PFOS-Substanzen und PFOS-Polymere.

Bei den Eintragungswegen muss zwischen direkten und indirekten Quellen unterschieden werden (Wildner 2012). Direkte Quellen in die Luft und in das Abwasser sind unter anderem die Produktion von perfluorierten Chemikalien und von Fluorpolymeren und Einsatz in der Textilveredelung, der Galvanik, der Papierindustrie und als Feuerlöschmittel. Indirekte Quellen, z.B. die Anwendung von Verbraucherprodukten oder die Entsorgung dieser Produkte, bewirken ebenfalls einen Eintrag in die Luft und das Abwasser. Zu diesen indirekten Quellen zählen daher Rückstände in Verbraucherprodukten, Freisetzungen bei, Waschen von behandelter Textilien und aus Heimtextilien und Teppichen, fluorchemikalienhaltige Haushaltschemikalien (z.B. Imprägnierungssprays), Abbauprodukte und Umwandlungsprodukte von Vorläufersubstanzen.

Persistente Stoffe wie PFOS verteilen sich durch Ferntransport global und reichern sich an den Polen und in Gebirgsregionen an. Daher ist für die Expositionsbewertung die Berechnung lokaler Konzentrationen nicht ausreichend. Es müssen auch regionale und kontinentale Expositionen berücksichtigt werden.

Quecksilber: Bei der Abschätzung der Emissionen von Quecksilber und Metallen im Allgemeinen sind einige Besonderheiten zu beachten. Verglichen mit anthropogen hergestellten organischen Chemikalien, zeichnen sich Metalle und ihre Verbindungen durch einige Merkmale aus, die zu berücksichtigen sind (EBRC 2012):

- ▶ Das natürliche Vorkommen von Metallen in der Umwelt bzw. deren natürliche Hintergrundkonzentration in der Umwelt sind bei der Expositionsbewertung zu berücksichtigen.
- ▶ Metalle können – abhängig von den Umgebungsbedingungen - in unterschiedlichen Oxidationszuständen vorliegen („Speziierung“); die Oxidationszustände können ineinander übergehen, wobei das Redoxverhalten metall-spezifisch ist;
- ▶ Umgebungsabhängig ist auch die Bioverfügbarkeit der Metalle, d.h. der Anteil am Gesamtgehalt eines Metalles, der von Lebewesen aufgenommen werden kann. Die Bioverfügbarkeit natürlicher Gehalte und anthropogener Zugaben kann verschieden sein.
- ▶ Metalle zeigen eine sehr unterschiedliche Löslichkeit in den Umweltmedien. Die „Löslichkeit“ ist nicht substanz-intrinsisch (d.h. eine feste Eigenschaft, die nur von der Metall-Art abhängt). Sie ist abhängig von der Partikelgröße bzw. der relativen Oberfläche. Bei schwerlöslichen Metallverbindungen kann nicht direkt eine Sättigungslöslichkeit bestimmt werden. Es findet vielmehr eine langsame Reaktion an der Oberfläche statt. Deren Geschwindigkeit hängt von der eingewogenen Masse und der Partikelgröße ab. (Als eingewogene Masse wird das „loading“ bezeichnet, z.B. 10 mg/L).
- ▶ Anreicherungsprozesse von Metallen (Biokonzentration, Bioakkumulation und Biomagnifikation) sind bei Metallen nicht aus einfachen zu bestimmenden Größen, wie dem Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten, vorherzusagen. Biokonzentrationsfaktoren, die experimentell bestimmt wurden, geben bessere Hinweise auf eine Bioakkumulation, sind aber nicht immer einfach zu interpretieren.

- ▶ Metalle sind als Elemente nicht weiter abbaubar in der Umwelt. Aber sie können ggf. aus der Wasserphase ausgetragen werden („removal from the water column“). Einige Umweltexpositionsmodelle berücksichtigen dies (z.B. im Unit World Model¹⁵⁵).
- ▶ Viele Metalle sind in niedrigen Konzentrationen als Spurenelemente für Lebewesen essentiell; in höheren Konzentrationen können sie giftig wirken. In mittleren Konzentrationsbereichen können verschiedene Lebewesen Toleranzen entwickeln (Akklimation und Adaption).

Transport, Verteilung, Abbau und Verfügbarkeit sind bei Metallen daher anders als bei organischen Stoffen. Diese Besonderheiten werden in den Modellen, die für organische Stoffen entwickelt wurden, nicht angemessen berücksichtigt. Bei Quecksilber sind Methylierungsprozesse wichtig, die in der Umwelt zur Bildung des toxischen organischen Folgeproduktes Methylquecksilber führen¹⁵⁶.

4-Nonylphenol: Bei der Abschätzung der Emissionen und sonstigen Einträge und beim Umweltmonitoring von 4-NP sind auch direkte und indirekte Einträge der Vorläufersubstanzen 4-NPEO zu berücksichtigen. 4-NPEO fungieren in der Umwelt als stetige Quelle für 4-NP. Sie binden an Sedimente und werden dort unter anaeroben (sauerstoffarmen) Bedingungen nur sehr langsam zu 4-NP abgebaut (ECHA 2013). Dadurch kommt es zu einer zeitlich verzögerten Freisetzung lange nach dem ursprünglichen Eintrag in die Umwelt.

Ein wichtiger Eintragspfad ist der Import von mit 4-NPEO behandelten Textilien. Durch das Waschen dieser Textilien können die Ethoxylate über die Kläranlage in die Umwelt gelangen und werden dort zu Nonylphenol. Es handelt sich hier um eine nicht beabsichtigte Freisetzung aus weit verbreiteten, diffusen Quellen.

Beim Umweltmonitoring sollte neben 4-NP auch die Vorläufersubstanz(en) 4-NPEO in den Umweltproben bestimmt werden. Dabei ist zu beachten, dass 4-NP und 4-NPEO, so wie sie in der Kandidatenliste aufgelistet sind, keine einzelnen definierten Stoffe sind, sondern jeweils eine ganze Gruppe von Stoffen umfassen. Dagegen listet die WRRL explizit Nonylphenol (CAS 25154-52-3) und p-Nonylphenol (CAS 104-40-5) als prioritär gefährliche Stoffe. Die Berücksichtigung der verschiedenen Formen von 4-NP und der verschiedenen Vorläufersubstanzen erhöht den Aufwand bei der Expositionsbewertung, bei der Vorhersage der zu erwartenden Konzentrationen und beim Monitoring.

¹⁵⁵ http://www.unitworldmodel.net/?page_id=4

Mit Hilfe des Unit World Models (UWM) lassen sich die Effekte von Spezierung und biologischer Interaktionen auf langfristige Wirkung und dem Verbleib von Metallen in der Umwelt modellieren.

¹⁵⁶ Methylquecksilber ist die am häufigsten auftretende organische Quecksilberverbindung in der Umwelt. Es entsteht bei der Methylierung von anorganischem Quecksilber durch Mikroorganismen in Boden, Sedimenten, Luft und Wasser.

10 Anhang: Stoffeigenschaften und Monitoring

Die folgenden Tabellen erläutern stichwortartig welche Bedeutung einzelne Stoffeigenschaften für die Konzeption des Monitorings für diesen Stoff haben sollte. Falls möglich, finden sich auch Hinweise auf Management-Möglichkeiten, die sich spezifisch aus einer bestimmten Eigenschaft ergeben können.

Tabelle 18: Physikalisch-chemische Eigenschaften und Verhalten in der Umwelt; Besonderheiten, die für das Monitoring wichtig werden können (eigene Zusammenstellung)

Nr.	Eigenschaft	Auswirkung / Folge / Bedeutung	Bedeutung für das Management
A1	Persistenz	Voraussetzung für Ferntransport, Bioakkumulation, zeitlich verzögerten Freisetzungen. Zielorganismen oft unbekannt, langfristige Effekte oft schwer bzw. nicht vorhersehbar. Anreicherungen auch bei niedrigen Emissionen möglich.	Wirkungsbezogene Schwellenwerte nicht ausreichend bzw. nicht sicher ableitbar.
A2	Bioakkumulation	Möglichkeit der Anreicherung in Organismen und Sedimenten, Aufkonzentration von niedrigen Frachten, Möglichkeit des secondary poisonings	Ableitung von EQSbiota / EQSsecpois
A3	Vorläufersubstanzen	Bestandsaufnahmen (Inventories) und Maßnahmen müssen Vorläufersubstanzen mit abdecken	Erweiterung des Monitorings / der Stoffflussanalyse um Vorläufersubstanzen
A4	Kritische Abbauprodukte	Exposition durch Abbauprodukte muss mit erfasst werden	Erweiterung des Monitorings um Abbauprodukte
A5	Kritische Reaktions-/Folgeprodukte	Exposition durch kritische Reaktions-/Folgeprodukte muss mit erfasst werden.	Erweiterung des Monitorings um Reaktionsprodukte
A6	Kritische Umwandlungsprozesse	z.B. Aggregation von Partikeln / Adsorption von Schadstoffen an Partikeloberflächen / Berücksichtigung bei der Risikobewertung	Erweiterung des Monitorings
A7	Kein Abbau/ keine Sorption in Kläranlagen	Lineare Abhängigkeit zwischen dem Abwasseranteil und der Konzentration im Vorfluter bei kommunalen Kläranlagen	Stoffflussmodellierung sinnvoll
A8	Weiträumiger Transport / Long Range Transport	Exposition auch fernab der ursprünglichen Emittenten	Monitoring auch in entlegenen Gebieten / Transport zwischen den Umweltmedien
A9	Geogene Hintergrundbelastung	Lokal/ regional unterschiedliche Vorbelastungen	Entscheidung über added risk approach, Begrenzung der maximal möglichen Belastungsverringerung
A10	Transfer zwischen den Kompartimenten	Vorhandene Frachten in Boden/Luft beeinflussen die Konzentration im Oberflächengewässer	Bedeutung einer Stoffstromanalyse steigt (Einschätzung prioritärer Quellen, mögliche Verringerungen)
A11	Variation der Bioverfügbarkeit	Bioverfügbarkeit und dadurch ökotoxikologisch wirksamer Anteil werden abhängig von regionalen Parametern wie pH-Wert, Härtegrad, vorhandenen organische Stoffen, Remobilisierung	Regionale Anpassung von Umweltqualitätszielen

Tabelle 19: Quellen und Senken. Besonderheiten, die für das Monitoring relevant sein können.

Nr.	Eigenschaft	Auswirkung / Bedeutung/ Folge	Bedeutung für das Management
B1	Freisetzung lokal, Produktion des Stoffes	Zuordnung von Emissionen zu einzelnen Akteuren möglich	Lokale Kontrollmaßnahmen
B2	Freisetzung lokal, Formulierung, Einsatz des Stoffes in Gemischen Formulierung	Zuordnung von Emissionen zu einzelnen Akteuren möglich	Lokale Kontrollmaßnahmen
B3	Freisetzung lokal, ind./gewerbl. Anwendung	Zuordnung von Emissionen zu einzelnen Akteuren möglich	Lokale Kontrollmaßnahmen
B4	Unbeabsichtigte Freisetzung als Prozess-Emission, z.B. Energiegewinnung, lokal	Kein Bezug zur gezielten Herstellung/ Verwendung des Stoffes, z.B. Hg aus Energiegewinnung	Stoffflussanalyse zur Klärung der Bedeutung wichtig
B5	Freisetzung aus Erzeugnissen während der Nutzungsphase	Diffuse Emissionen	Diffuser Eintrag, Kontrolle schwierig
B6	Import von Erzeugnissen (aus Ländern außerhalb der EU), die den Stoff enthalten	Zusätzliche diffuse Emissionen während Nutzung bzw. diffuse/lokale Emissionen während Wiederverwertung/ Entsorgung	Stoffflussanalyse zur Klärung der Bedeutung wichtig / Maßnahmen für Erzeugnis-Import
B7	Freisetzung Wiederverwertung / Entsorgung	Je nach Entsorgungspfad lokale oder diffuse Emissionen, oft zeitlich verzögert	Stoffflussanalyse zur Klärung der Bedeutung wichtig
B8	Anthropogene Speicher und Freisetzungseigenschaft	Zusätzliche Emissionsmöglichkeit	Stoffflussanalyse hilfreich zur Klärung der Bedeutung (Höhe + zeitlicher Verlauf der Emissionen)
B9	Geogene Speicher und Freisetzungseigenschaft	Quelle für geogene Hintergrundbelastungen	Stoffflussanalyse hilfreich zur Klärung der Bedeutung (Höhe + zeitlicher Verlauf der Emissionen)
B10	Lange Zeitspannen bis zur Freisetzung	z.B. HBCDD im Gebäudebestand. Aktuelle Belastungssituation (noch lange) mitbestimmt von historischen Verwendungen	Berücksichtigung historischer Verwendungen
B11	Schadstoffsenken	Verringerung der zu erwartenden Frachten, verglichen mit den verwendeten Mengen	Stoffflussanalyse zur Klärung der Bedeutung
B12	Komplexe Freisetzungseigenschaft statt kontinuierlicher Freisetzung	z.B. erhöhte Freisetzung bei Hochwasser / z.B. saisonale Produktverwendungen / z.B. PSM in Siedlungsgebieten, Stoffe aus dem Fassaden- und Flachdachschutz	Anpassung des Monitorings (Zeitpunkt, Häufigkeit und Art der Probenahme)
B13	Linearität zwischen Kläranlageneintrag und Vorfluterexposition (identisch mit A7).	Möglichkeit der Vorhersage der Konzentration im Vorfluter bei Kenntnis der Einsatzmengen und der Einwohnergleichwerte	Vorhersage kritischer Vorfluter, Schwerpunktsetzung Monitoring und Maßnahmen.

Tabelle 20: Strukturell und wirkungsseitig verwandte Stoffe. Besonderheiten, die für das Monitoring wichtig werden können

Nr.	Eigenschaft	Auswirkung/ Folge / Bedeutung	Bedeutung für das Management
-----	-------------	-------------------------------	------------------------------

C1	Zugehörigkeit zu einer Klasse strukturell verwandter Stoffe	Ggf. Summenparameter zur Erfassung der Gesamtexposition durch die Stoffklasse. Beispiel: AOX.	Erweiterung der Analytik, zusätzliche Aussagen zur Gesamtbelastung
C2	Zugehörigkeit zu einer Klasse strukturell verwandter Stoffe	Benennung von Vorläuferverbindungen, Beispiel PFOS, PFOA	Erweiterung des Anwendungsbereiches von Maßnahmen, z.B. Beschränkungen
C3	Zugehörigkeit zu einer Klasse von Stoffen mit gleichem Wirkungsendpunkt	Ggf. wirkungsbezogener Parameter zur Erfassung der Gesamtbelastung. Beispiel: östrogene Aktivität in Vorflutern	Erweiterung der Analytik, zusätzliche Aussagen zur Gesamtbelastung

Im Mittelpunkt des Forschungsvorhabens stehen die Beispielstoffe 4-Nonylphenol, PFOS und Quecksilber. Sie unterscheiden sich deutlich in den Eigenschaften, die für ein Monitoring

11 Anhang: Dynamische Stoffstromanalysen

11.1 Dynamische Stoffflussanalysen

Hintergrund und Zielsetzung. Bei der Standard-Umweltexpositionsabschätzung in der Stoffprüfung stehen die aktuellen Emissionen auf lokaler und regionaler Ebene im Vordergrund (s. Kapitel 2.4.1). Im Prinzip können Speicher, Senken, und Verteilungsprozesse zwischen den Umweltkompartimenten berücksichtigt werden. Aber in der Regel fehlen hierfür die erforderlichen Daten. Vorhandene Schadstoffspeicher und der zeitliche Verlauf ihres Aufbaus und der Freisetzungen aus diesen Speichern können daher in der Regel nicht abgebildet werden.

Die dynamische Stoffflussanalyse ist ein Risikobewertungsinstrument. Dynamisch bedeutet: in ihr wird das Auftreten und der Verbleib von Stoffen als Funktion der Zeit analysiert. Hierzu gehören u.a. die Fragen, wie sich Schadstoffspeicher aufbauen, mit welcher Kinetik aus ihnen Freisetzungen erfolgen und welche Auswirkungen das auf die zu erwartenden Konzentrationen in der Umwelt hat.

Die dynamische Stoffflussanalyse hat zwei Ziele.

- ▶ Die zukünftige Freisetzung von Stoffen in die Umweltmedien soll vorhergesagt werden. Hierbei werden sowohl historische als auch aktuelle Produktionen und Verwendungen berücksichtigt. Es werden unmittelbare und zeitlich verzögerte Freisetzungen berücksichtigt. Es werden lokale und diffuse Emissionen betrachtet.
- ▶ Auswirkungen unterschiedlicher regulatorischer Maßnahmen auf die Entwicklung der zukünftigen Freisetzungen sollen abgeschätzt werden. Diese Modellierungen ermöglichen es, die Wirksamkeit der Maßnahmen vor ihrer Umsetzung zu vergleichen.

Vorgehensweise und Besonderheiten. Bei der dynamischen Stoffflussanalyse werden zwei Bereiche unterschieden: die Anthroposphäre und die Umwelt.

- ▶ Zur Anthroposphäre gehören sowohl die Produktion, der Handel als auch die Nutzung der Stoffe. Hinzu kommen alle Prozesse, die mit der eventuellen Wiederverwertung und der Abfallbehandlung eines Stoffes zu tun haben. Jeder dieser Prozesse kann zu Stofffreisetzungen führen.
- ▶ Diese Stofffreisetzungen bedingen letztlich Stoffeinträge in die Umweltmedien Boden, Luft und Atmosphäre.

Die dynamische Stoffflussanalyse berücksichtigt natürlich aktuelle Produktions- und Verwendungsmengen. Neu im Vergleich mit der klassischen Risikobewertung ist, dass die zeitliche Entwicklung der Produktion über den Bedarf in den Verwendungsfeldern und ggf. unter Berücksichtigung regulatorischer Eingriffe abgeschätzt wird. Import- und Exportmengen werden mitberücksichtigt. Hierzu zählen auch Importe und Exporte über Halbwaren und Erzeugnisse, die den betrachteten Stoff enthalten.

Interessant an der Systemdefinition der dynamischen Stoffflussanalyse ist, dass neben der Analyse aktueller lokaler Stoffeinträge ausdrücklich **Speicher** angesprochen werden, die zu verzögerten, diffusen oder lokalen Freisetzungen führen können. Speicher können in der Nutzungsphase auftreten (z.B. Menge an Flammschutzmitteln im Gebäudebestand). Speicher können beim Abfallmanagement auftreten (z.B. Schwermetallgehalte in Deponien). Speicher können geogen bedingt sein (z.B. Schwermetallgehalte in Böden).

Beispiele für lokale Freisetzungen aus Speichern sind Freisetzungen aus Abfalldeponien oder lokalen Altlasten. Beispiele für diffuse Freisetzungen aus Speichern sind Migrationen von Flammschutzmitteln aus Elektro- und Elektronikgeräten in die Umgebungsluft und Freisetzungen von per- und polyfluorierten Chemikalien aus Outdoor-Bekleidung während des Tragens. (Freisetzungen von 4-Nonylphenol beim Waschprozess im privaten Haushalt werden über die Kanalisation wieder gesammelt und gelangen über die Kläranlagen als lokale Einträge in die Vorfluter).

Die **Freisetzungsraten** aus den Speichern und bei den Prozessen werden sowohl von Produktions- und Nutzungsmustern, als auch von Fortschritten in der Prozessführung beeinflusst. Durch die ausdrückliche Analyse von Speichern und ihrem Freisetzungsverhalten ermöglicht es die dynamische Stoffflussanalyse, auch zurückliegende Verwendungen von Stoffen in die Analyse mit einzubeziehen.

Regulative Eingriffe, z.B. Stoffverbote, können sich direkt auf die zukünftige Entwicklung von Einsatzmengen und von Speichern auswirken. Solche Auswirkungen können in der dynamischen Stoffflussanalyse modelliert werden.

Bei der **dynamischen** Stoffflussanalyse werden Verwendungsmuster und Freisetzungsraten über längere Zeiträume hin modelliert. Im Beispiel der Auswertung für Flammenschutzmittel in der Schweiz wurden zusätzlich einbezogen: Daten aus Felduntersuchungen (Stofftransfer, Konzentrationen in den Umweltmedien, Nutzungsdauer von Erzeugnissen), experimentelle Untersuchungen (Migrationsraten), Schätzungen zu zukünftigen Entwicklungen des Bedarfs an den Stoffen und der Einsatzmuster. Dadurch konnten Vorhersagen der Emissionen erzielt werden, die wesentlich genauer und besser waren als frühere Vorhersagen sog. stationärer Stoffflussmodelle (Morf et al. 2008). Die dynamische Stoffflussanalyse geht durch diese Vorhersagen über die klassische Stoffflussanalyse hinaus, bei der aktuelle Emissionen, Einleitungen und Verluste im Vordergrund stehen (für fünf PHS sind 2014 von Tettenborn und Hillenbrand Stoffflussanalysen (mit dem Schwerpunkt auf aktuelle Emissionen, Einleitungen und Verlusten vorgelegt worden (Tettenborn und Hillenbrand 2014, BL 1015a, BL 2015b).

Typische Ergebnisse. Die dynamische Stoffflussanalyse führt zu einer Reihe von Ergebnissen, die für die Vorhersage zukünftiger Schadstoff-Belastungen wichtig sind. Dies sind:

- ▶ Vorhersagen zur Entwicklung von Verbrauch und Nutzungsmustern.
- ▶ Vorhersagen der Eintragsmengen, der Stoffspeicher und der Änderungen der Stoff-Speicher für ein bestimmtes Jahr
- ▶ Zeitlinien für die Emissionen in die Umweltmedien
- ▶ Vorhersagen über die Auswirkungen und die Effizienz unterschiedlicher Risikomanagement-Maßnahmen

1. **Entwicklung von Verbrauch und Nutzungsmustern.**

Durch den Verbot des Einsatzes von Pentabromdiphenylether Anfang 2000 geht für dieses Flammschutzmittel der Verbrauch von einem Maximum von 14 Tonnen/Jahr in den 90er Jahren zurück auf praktisch null ab 2006. Für Hexabromocyclododecan kann ein kontinuierlicher Anstieg festgestellt werden. Beide Flammschutzmittel unterscheiden sich auch in ihren Anwendungsfeldern. Wichtigstes Anwendungsfeld bei Pentabromdiphenylether waren elektrische und elektronische Geräte; bei HBCD ist es der Baubereich.

2. **Jahresbezogene Stoffflüsse, Eintragsmengen, Stoffspeicher, Änderungen der Stoffspeicher.**

Für das Flammschutzmittel Pentabromdiphenylether sind Importe von Halbfertigwaren (240 kg/Jahr) bzw. Fertigwaren (530 kg/Jahr) die mengenmäßig wichtigste Eintragsquelle. Gleichzeitig wurden in 2000 mehr als 340 kg Pentabromdiphenylether von der Schweiz in Erzeugnissen exportiert. Eine Größenordnung höher waren die Mengen an Pentabromdiphenylether, die in Erzeugnissen gespeichert waren – mehr als 5.500 Kilogramm. Ein zweiter Speicher mit Stoffmengen im Bereich von 780 Kilogramm waren Deponien. Die Analyse zeigt auch, dass sich der Stoffspeicher in Erzeugnissen im Jahr 2000 um 120 kg verringert hat. Der Speicher in den Deponien stieg um 16 Kilogramm. Angestiegen sind auch die Stoffmengen, die in Boden, Wasser und Luft enthalten waren. Aus den unterschiedlichen Quellen wurden im Jahr 2000 insgesamt 92 Gramm Pentabromdiphenylether in den Boden, 140 Gramm in die Luft und 31 Gramm ins Wasser eingetragen.

3. **Zeitlinien für die Emissionen in die Umweltmedien.**

Die dynamische Stoffflussanalyse ermöglicht es, die Emissionen für mehrere Jahrzehnte vorherzusagen. Die Zeitlinien für die Freisetzung weisen große Ähnlichkeiten mit den Zeitlinien für die Einsatzmengen

auf. Bei Pentabromdiphenylether ist aufgrund des Verwendungsverbotes eine Verringerung der Emissionen deutlich erkennbar; bei HBCD steigen die Freisetzungen parallel zu den Einsatzmengen an. Wichtig ist ein Vergleich der Größenordnung der Stoffflüsse. Die Einsatzmengen liegen im Bereich von Tonnen/Jahr; die Freisetzungen im Bereich von Kilogramm/Jahr. In erster Näherung kann gesagt werden, dass bei beiden betrachteten Stoffen etwa 1 Promille der eingesetzten Stoffmengen auch freigesetzt werden. Der Großteil der eingesetzten Stoffmengen wird exportiert bzw. gelangt in Speicher. Aus diesen Speichern erfolgt dann – zeitlich verzögert – eine Freisetzung in die Umwelt.

4. **Auswirkungen und Effizienz unterschiedlicher Risiko-Managementmaßnahmen.**

Regulative Maßnahmen betreffen in der Regel spezifische Stoffflüsse. Zwei Beispiele: Verbesserungsmaßnahmen bei einzelnen Kläranlagen können die Emission in ausgewählte Vorfluter verringern. Beschränkungen des Imports von schadstoff-belasteten Erzeugnissen können Höhe der Freisetzungen von Schadstoffen aus importierten Erzeugnissen begrenzen. Die dynamische Stoffflussanalyse ermöglicht es, die Auswirkungen solcher Maßnahmen vor ihrer Umsetzung zu modellieren – in sogenannten „Szenarien“. In der nachfolgenden Tabelle werden Beispiele für mögliche Risikomanagement-Maßnahmen und ihre Effizienz gezeigt – wieder am Beispiel ausgewählter Flammschutzmittel in der Schweiz (Quelle: Morf et al. 2008).

Tabelle 21: Stoffbezogene Risikomanagement-Maßnahmen und ihre Auswirkungen. Beispiele für zwei Flammschutzmittel. Grundlage: Dynamische Stoffflussanalyse für die Schweiz

Nr.	Maßnahme	Auswirkung
M1	HBCD, Verbot im Baubereich ab dem Jahre 2007	Emissionen steigen nicht weiter. Verringerung der Emissionen um 33% (bezogen auf 2020). Bedeutende Verringerung der Gesamtemissionen erst nach mehr als 50 Jahren .
M2	DecaBDE, Verbot für alle Verwendungen, Ausnahme: Verwendungen bei Elektro- und Elektronikgeräten erlaubt.	Verringerung Gesamtverbrauch etwa um 30%. Verringerung der Freisetzungen ins Abwasser um etwa 20% (24 kg/Jahr statt 30 kg/Jahr). Kaum Auswirkungen auf die Speicher (Erzeugnisse, Deponien). Verringerung der Freisetzungen in die Umwelt um etwa 30% (9 kg/Jahr statt 13 kg/Jahr).
M3	DecaBDE, Verbot für alle Verwendungen	Verbrauch praktisch gestoppt. Abwasser-Freisetzungen verringert um 67% (8 kg/Jahr statt 24 kg/Jahr) Speicher in Erzeugnissen sinkt um 65% (550 Tonnen statt 1.600 Tonnen in 2020). Dadurch bedeutende Verringerung der Freisetzungen in die Umwelt (3 kg/Jahr statt 15 kg/Jahr).
M4	DecaBDE, Einfluss Verbesserungen Abfallmanagement	Verbesserungen der Abfallbehandlung führten seit 1980 zu einer Verringerung der Freisetzungen aus Elektro- und Elektronikgeräten um 90%. Recycling-Optimierung (2 kg/Jahr statt 40 kg/Jahr); Verbrennung (0,2 kg/Jahr statt 20 kg/Jahr); Klärschlamm (3 kg/Jahr statt 40 kg/Jahr).
M5	Verringerung von Leckagen im Kanalsystem	Deutliche Verringerung der Freisetzung in die Umwelt bei Stoffen, die in Kläranlagen effektiv zurückgehalten werden.
M6	Verringerung von Überläufen aus Kläranlagen bei Starkregen	

Die Analyse zeigt, dass bei Stoffen mit Speichern Maßnahmen zu aktuellen Emissionen nur einen Teil des Gesamteintrages in die Umwelt beeinflussen. Bei Hexabromocyclododecan würde ein Verbot des Einsatzes im wichtigsten Anwendungsfeld, dem Baubereich, den Einsatz dort sofort beenden. Aber es würde mehr als 50 Jahre dauern, bis dieses Verbot die Gesamtfreisetzungen nennenswert verringert. Denn diese werden im Wesentlichen von den bereits im Gebäudebestand vorhandenen HBCD-Mengen bestimmt. Dennoch ist ein

HBCD-Verbot im Baubereich sinnvoll, da dadurch vermieden wird, dass der Speicher im Gebäudebestand weiter ansteigt.

Bei Stoffen, die in Kläranlagen effektiv zurückgehalten werden, zeigen sich weitere Möglichkeiten, den Umwelteintrag deutlich zu verringern. Hierzu zählen Abdichtungen von Leckagen im Kanalsystem und Verringerung der Überläufe bei Starkregen.

Zeitlicher Bezug des Instrumentes: Mehrjährig. Vorhersage von Stoffflüssen über einen Zeitraum von mehreren Jahren bis mehreren Jahrzehnten.

Räumlicher Bezug des Instrumentes: Überregionaler Rahmen. Am Beispiel von Morf et al.: nationaler Bezug.

Relevanz für die Beispielstoffe. Dynamische Stoffflussanalysen ermöglichen einen Vergleich aktueller Einträge und Stoffflüsse mit historischen Einträgen und mit bestehenden Speichern. Dies ist von erhöhter Bedeutung für Stoffe mit folgenden Besonderheiten:

1. Import des Stoffes mit Erzeugnissen;
2. Export des Stoffes mit Erzeugnissen;
3. Freisetzung des Stoffes aus Erzeugnissen;
4. Speicherung des Stoffes in der Nutzungsphase;
5. Speicherung des Stoffes in Deponien.

Für 4-Nonylphenol und PFOS sind die Besonderheiten 1,3,4 und 5 von Bedeutung; für Quecksilber sind diese Besonderheiten aufgrund des langjährig bestehenden Verbotes weniger relevant. Von den drei Beispielstoffen sind es daher 4-Nonylphenol und PFOS, bei denen eine dynamische Stoffflussanalyse wertvolle Hinweise auf zukünftige Stoffemissionen liefern kann.

- ▶ Die dynamische Stoffflussanalyse ermöglicht eine Quantifizierung, welche lokalen und welche diffusen Emissionen von vorrangiger Bedeutung sind.
- ▶ Sie ermöglicht eine Einschätzung, welche Bedeutung Importe von Erzeugnissen für die Emissionen von 4-NP und PFOS haben.
- ▶ Die Analyse würde eine Einschätzung ermöglichen, welche Auswirkungen lokale Maßnahmen auf den Eintrag in die Gewässer haben.
- ▶ Durch den Vergleich mit dem Gesamteintrag könnte abgeschätzt werden, ob aufgrund lokaler Maßnahmen Änderungen bei den Monitoringdaten zu erwarten sind.

Diese Informationen wären eine sehr gute Grundlage für die RMMO-Analyse dieser beiden Stoffe.

12 Anhang: Festlegung wirkungsbasierter Standards im Wasserrecht

Abschnitt 12.1 beschreibt das methodische Vorgehen zur Festlegung der UQN, Abschnitt 12.2 vertieft die Berücksichtigung von bioakkumulierenden und persistenten Eigenschaften, Abschnitt 12.3 die Berücksichtigung der menschlichen Gesundheit über Fischkonsum und Trinkwasser und die Abschnitte 12.4 bis 12.6 beschreiben konkrete Beispiele.

12.1 Methodische Vorgehen zur Festlegung der UQN

Eine UQN¹⁵⁷ ist nach Artikel 2 Nr. 35 der Wasserrahmenrichtlinie der EU (WRRL, 2000/60/EG) „diejenige Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf.“ Zu betrachten sind – je nach den Eigenschaften des betreffenden Stoffes – sowohl die **Ökotoxizität** in den aquatischen und/oder benthischen Umweltkompartimenten als auch die über die aquatische Umwelt gegebene **Humantoxizität** (s. auch WRRL, Artikel 16 Nr. 2). Das Verfahren zur Festlegung der UQN beschreibt Anhang V 1.2.6 der WRRL. „Falls Daten zur Persistenz und Bioakkumulation vorliegen, sollten diese bei der Ableitung des endgültigen Wertes für die UQN herangezogen werden“ (siehe hierzu Abschnitt 12.2). Die abgeleiteten Qualitätsnormen für die prioritären Substanzen sind auf Basis der Richtlinie 2008/105/EC (EC 2008) verbindlich festgelegt. Die Bestimmung einer UQN erfolgt über die Bestimmung von Qualitätsnormen (QN)¹⁵⁸ für Wasser, Sediment und Biota und gegebenenfalls für Trinkwasser.¹⁵⁹ Tabelle 22 veranschaulicht welche Schutzgüter in den entsprechenden QN (QS) abgebildet sind.

Tabelle 22: Schutzgüter, für die eine Risikoabschätzung erforderlich sein kann (verändert nach TGD 2011, S. 14)

Schutzgut	Wasser	Sediment	Biota
Mensch ¹⁶⁰	ja	Nein	ja (Konsum von Fischprodukten)
Sedimentorganismen	nein	Ja	nein
Pelagische Organismen	ja	Nein	ja (secondary poisoning) ¹⁶¹
Top Predatoren (Vögel und Säugetiere)	Ja	nein	ja (secondary poisoning)

¹⁵⁷ In der englischen Bezeichnung EQS.

¹⁵⁸ Quality Standards (QS).

¹⁵⁹ TGD (2011), S. 13: “EQSs should protect freshwater and marine ecosystems from possible adverse effects of chemicals as well as human health via drinking water or ingestion of food originating from aquatic environments. Several different types of receptor therefore need to be considered, i.e. the pelagic and benthic communities in freshwater, brackish or saltwater ecosystems, the top predators of these ecosystems and human health.

¹⁶⁰ Im Wasserrecht ist Humantoxizität über eine Anreicherung des betreffenden Schadstoffes in der aquatischen Nahrungskette bewertet (siehe TGD, Nr. 2.4.3.2) und /oder über die Nutzung des Gewässers als Trinkwasser.

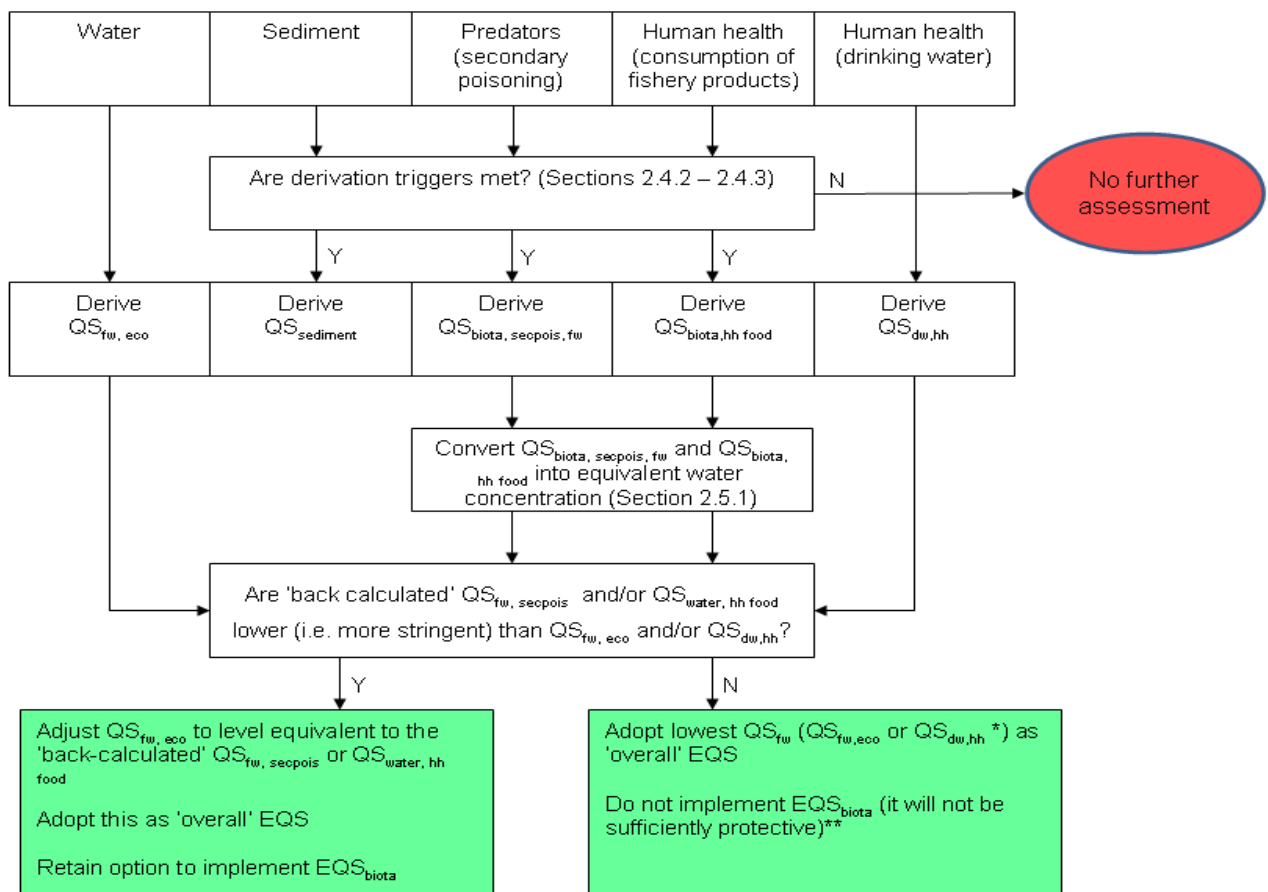
¹⁶¹ Allerdings beschreibt das TGD (2011) kein Verfahren um einen QS für Secondary Poisoning pelagischer Organismen zu bestimmen. Auf S. 75 steht hierzu: „Currently, technical guidance for benthic and pelagic predators [...] is not well-developed.”

Nicht alle Schutzgüter müssen für jede Substanz betrachtet werden. Dies ist abhängig von dem Verhalten und dem Verbleib der Substanz in der Umwelt.

- ▶ So sind für Substanzen, die sich nicht in Sedimenten anreichern können, keine $Biota_{\text{sediment}}$ zu bestimmen,
- ▶ ist ein QS für Trinkwasser nur zu bestimmen, wenn das Gewässer für die Trinkwassergewinnung genutzt wird.¹⁶² Für diese Gewässer können die geltenden Standards für die menschliche Gesundheit der Trinkwasserrichtlinie (DWD 98/83/EC) oder der WHO genutzt werden (siehe hierzu weiter in Abschnitt 12.3),
- ▶ ein $QS_{\text{biota, hh, food}}$, der den Menschen gegen alle schädlichen Gesundheitswirkungen schützen soll, ist bei bioakkumulierenden Eigenschaften aber auch bei weiteren gefährlichen Eigenschaften der Substanz abzuleiten (TGD 2011, Abschnitt 2.4.3.2) und
- ▶ für die Bestimmung eines $QS_{\text{biota, secpois}}$ sind die bioakkumulierenden Eigenschaften in der Nahrungskette in Verbindung mit den toxischen Eigenschaften ausschlaggebend (siehe hierzu weiter in Abschnitt 12.2).

Die Festlegung des UQN erfolgt auf der gegebenen Datengrundlage für das empfindlichste Schutzgut. Abbildung 14¹⁶³ veranschaulicht die Entscheidungswege für die Festlegung der UQN.

Abbildung 14 : Überblick über die notwendigen Risikoabschätzungen für die Festlegung des UQN (aus TGD 2011, S. 15).



¹⁶² TGD (2011), S. 16.

¹⁶³ Aus TGD (2011, S. 15).

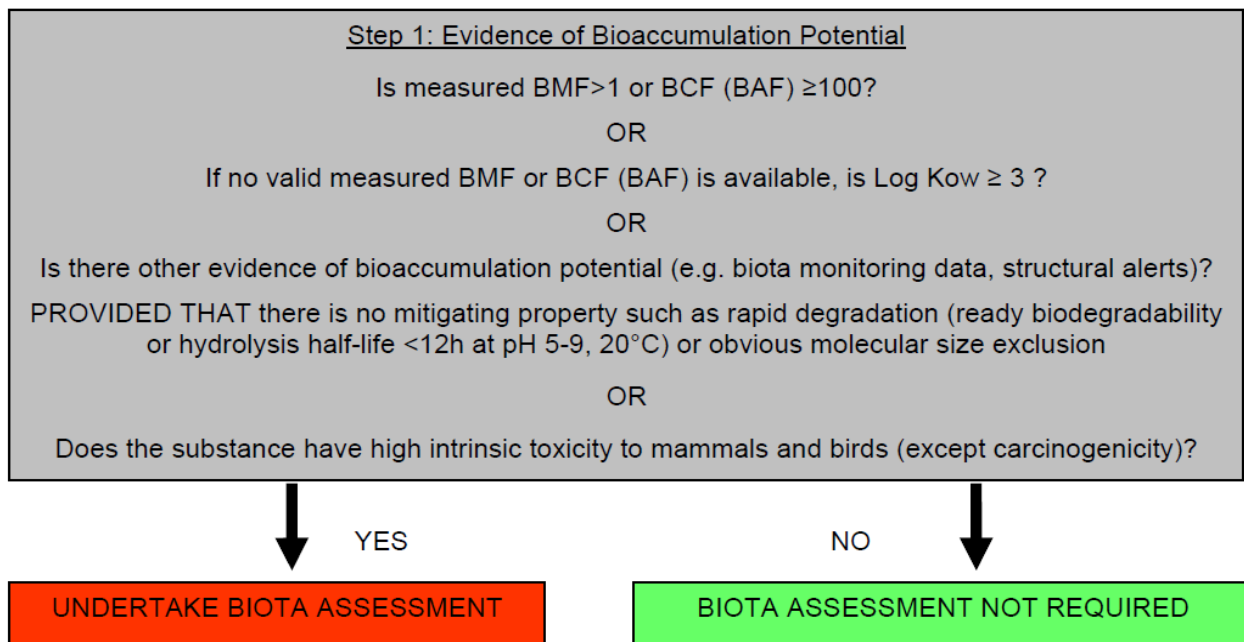
Das methodische Vorgehen bei der Ermittlung der ökotoxischen Wirkungswerte und der Ableitung der QS entspricht dem Vorgehen im Hazard Assessment nach REACH¹⁶⁴ und ist ausführlich bei Kleihauer et.al. (2013) für pelagische Organismen und für Sedimentorganismen beschrieben.¹⁶⁵ Im Weiteren erfolgt die Beschreibung der methodischen Berücksichtigung bioakkumulierender und persistenter Eigenschaften auf der Grundlage des TGD (2011) in Abschnitt 12.2 und die Ableitung eines QS für Fischkonsum und Trinkwasser in Abschnitt 12.3.

12.2 Berücksichtigung von Bioakkumulation und Persistenz

Das TGD berücksichtigt bioakkumulierende Eigenschaften einer Substanz über die Nahrungskette von Vögeln und Säugetieren.

Grundlage hierfür ist der Oktanol-Wasser-Koeffizienten und der Biokonzentrationsfaktor. Abbildung 15 stellt die Kriterien für organische Substanzen da, die die Entscheidungsgrundlage schaffen, ob ein QS_{predator biota secpois} zu bestimmen ist.

Abbildung 15: Kriterien zur Bestimmung des QS_{predator biota secpois} (übernommen aus TGD-EQS (2011), S. 18)



Der QS_{predator biota secpois} drückt die toxische Konzentration [g/kg] des Schadstoffes in der Nahrungsquelle aus, die vom Endglied der aquatischen Nahrungskette pro Tag nicht überschritten werden darf. Diese errechnet sich aus Experimenten mit Vögeln und Säugetieren über eine Effektbestimmung anhand der oralen Auf-

¹⁶⁴ Anhang V der WRRL verweist direkt auf REACH. Allerdings ist die Wasserrahmenrichtlinie nicht auf „REACH-Chemikalien“ beschränkt, sondern gilt z.B. auch für Pflanzenschutzmittel und Arzneimittel. Dies gilt allerdings nicht für PBT/vPvB Eigenschaften. Hier sind die Anforderungen in REACH. Dies wird in TGD (2011), S. 17, wie folgt begründet: The criteria used to determine whether a substance is Persistent, Bioaccumulative and Toxic (PBT) or very Persistent and very Bioaccumulative (vPvB) under Annex XIII of REACH are more stringent and not suitable for use as a screening decision tree since a substance meeting the PBT/vPvB criteria would require stricter management control than standard setting.

¹⁶⁵ Siehe hier auch methodische Differenzierung zwischen Ermittlung des Datensatzes und der Ableitung der Umweltqualitätskriterien.

nahme des Stoffes ($NOAEL_{oral}$). Die $NOEC_{oral}$ errechnet sich hieraus durch Multiplikation mit dem Verhältnis von Körpergewicht zur täglichen Futtermittelaufnahme (1. in Abbildung 16). Um aus der $NOEC_{oral}$ den $QS_{predator\ biota\ secpois}$ abzuleiten, gibt es zwei Möglichkeiten.

1. Gibt es mehr als eine chronische Studie, so wird die niedrigste $NOEC$ aus den Experimenten als TOX_{oral} ausgewählt.
 - a) Über festgelegte Sicherheitsfaktoren im TGD-EQS (2011) lässt sich daraus der $QS_{predator\ biota\ secpois\ fw}$ errechnen (siehe 2. in Abbildung 16).
 - b) Für den marinen $QS_{predator\ biota\ secpois\ sw}$ ist zusätzlich ein Biomagnifikationsfaktor zu berücksichtigen (siehe 3 in Abbildung 16).
2. Kann die Indikatorart im Ökosystem bestimmt werden, errechnet sich aus der niedrigsten $NOAEL$ über das Verhältnis von Körpergewicht der wildlebenden Indikatorart zur täglichen Futtermittelaufnahme der wildlebenden Indikatorart die $NOEC$, aus der über niedrigere Assessmentfaktoren wiederum der $QS_{predator\ biota\ secpois}$ abgeleitet wird.

Abbildung 16: Berechnung des QS_{biota}

Berechnung der QS_{biota}

$$1. \quad NOEC_{oral} = NOAEL_{oral} \frac{bw}{DFI}$$

$$2. \quad QS_{predator\ biota\ secpois\ fw} = \frac{TOX_{oral}}{AF_{oral}}$$

$$3. \quad QS_{predator\ biota\ secpois\ sw} = \frac{TOX_{oral}}{Af_{oral} \cdot BMF_2}$$

$$4. \quad QS_{biota, hh\ food} = \frac{0,1 \times TL \times 70}{0,115}$$

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Die abgeleiteten QS_{biota} sind wirkungsbasierte Werte, die die toxikologisch relevanten Konzentrationen ausdrücken, die sich über die bioakkumulierenden Eigenschaften in der Nahrungskette anreichern.

Die Überprüfung dieser Konzentrationen kann direkt im Organismus erfolgen oder aber durch Umrechnung auf Masse/Volumen in der Wasserprobe. Für diese Umrechnung sind die bioakkumulierenden Eigenschaften der Substanzen zu berücksichtigen:

- ▶ $QS_{biota, secpois, fw} = QS_{biota, secpois} / (BCF \times BMF)$
- ▶ $QS_{biota, secpois, sw} = QS_{biota, secpois} / (BCF \times BMF1 \times BMF2)$

12.3 Berücksichtigung der menschlichen Gesundheit über Trinkwasser und Fischkonsum

Die WRRL berücksichtigt die menschliche Gesundheit über einen $QS_{\text{biota, hh, food}}$ für Fischkonsum und einen $QS_{\text{dw, water}}$ für die Berücksichtigung des Trinkwassers.

12.3.1 Fischkonsum

Für die menschliche Gesundheit sind die gefährlichen Eigenschaften der Stoffe über den Konsum von Fischprodukten zu berücksichtigen. Das TGD-EQS (2011) betont, dass es keinen international anerkannten Standard gibt, um die Aufnahme von kontaminierten Fischprodukten auf Menschen zu berechnen. Jedoch gibt es einige EU-Richtlinien¹⁶⁶, die über die Nahrungsaufnahme von Fischen, Muscheln, Krebstieren und Kopffüßern den gezielten Umgang mit Risiken regeln. Gibt es bereits geeignete Standards aus diesen Rechtsvorschriften, so können diese als $QS_{\text{biota, hh food}}$ für die menschliche Gesundheit zugrunde gelegt werden.

Existieren keine $QS_{\text{biota, hh food}}$, errechnet sich der Wert aus der tolerierbaren Schwellendosis (TL). Dieser kann auf humantoxikologischen Grenzwerten, wie der ADI (acceptable daily intake) oder der TDI (tolerable daily intake) oder $NO(A)EL_{\text{oral}}$ basieren. Die zugrundeliegenden Daten kommen im Regelfall auch aus Toxizitätstests mit Vögeln und Säugetieren. Als Endpunkte sind Langzeiteffekte mit Auswirkungen auf die Populationen zu bevorzugen.

Die Berechnung erfolgt auf der Annahme, dass der Durchschnittsmensch ein Körpergewicht von 70 kg hat, $0,115 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$ Fisch- oder Fischereiprodukte konsumiert und das dieses weniger als 10 % von der täglichen Nahrungsaufnahme entspricht (siehe 4 in Abbildung 15).¹⁶⁷

Der $QS_{\text{biota, hh, food}}$ ist zum Schutz der menschlichen Gesundheit und bezieht sich auf die toxische Konzentration in der Nahrung. Zur Überwachung in der Wasserphase erfolgt entsprechend des $QS_{\text{predator biota secpois}}$ eine Umrechnung:

- ▶ $QS_{\text{biota, hh food, fw}} = QS_{\text{biota, hh food}} / (\text{BCF} \times \text{BMF})$
- ▶ $QS_{\text{biota, hh food, sw}} = QS_{\text{biota, hh food}} / (\text{BCF} \times \text{BMF1} \times \text{BMF2})$

12.3.2 Trinkwasser

Für die Ableitung eines $QS_{\text{dw, hh}}$ gibt es folgende Möglichkeiten:

- ▶ Es existiert ein Trinkwasser-Standard, wie der der Trinkwasser Richtlinie (98/83/EC) oder ein WHO Trinkwasser Standard:
- ▶ Es gibt sowohl einen EU Standard, wie auch einen WHO-Standard, dann ist der WHO Standard zu priorisieren, da er gesundheitsbasiert abgeleitet ist.
- ▶ Ist der Trinkwasserstandard weniger streng als die bereits abgeleitete QS_{Wasser} , wie z.B. ein $QS_{\text{fw, eco}}$, $QS_{\text{sw, eco}}$, $QS_{\text{fw, secpois}}$, $QS_{\text{sw, secpois}}$, $QS_{\text{water, hh food}}$, ist ein $QS_{\text{dw, hh}}$ nicht notwendig.
- ▶ Ist der Trinkwasserstandard strenger als die anderen QS_{water} ist der $QS_{\text{dw, hh}}$ folgendermaßen abzuleiten:
- ▶ Die substanzspezifischen "removal efficiencies" ist abzuschätzen. Dies kann eine Rücksprache mit Trinkwasserexperten erfordern.
- ▶ Die „removal efficiency“ ist ausgedrückt als die Fraktion (F) die nicht durch Behandlung entfernt werden kann. Der $QS_{\text{dw, hh}}$ lässt sich dann durch Gleichung 1 in Abbildung 17 berechnen.
- ▶ Existiert weder ein EU noch ein WHO Trinkwasserstandard, ist ein $QS_{\text{dw, hh}}$ nach Gleichung 2 in Abbildung 17 zu berechnen. Auszugehen ist von einer täglichen Trinkwasseraufnahme ($\text{uptake}_{\text{dw}}$) von 2 L pro

¹⁶⁶ (91/414/EEC und 97/57/EC), die für einige organischen Schadstoffen, wie Dioxine, PCBs und PAHs (881/2006 EC) sowie für Metalle wie lead, cadmium and mercury (78/2005, und Regulation 466/2001),

¹⁶⁷

Person (70 kg bw). Als Vorgabe wird davon ausgegangen, dass seine Menge von 0.1 von dem human toxicological standard (TL_{hh}) über das Trinkwasser aufgenommen wird. Diese Vorgabe kann angepasst werden, wenn von höheren oder geringeren Mengen plausibel ausgegangen werden kann. Der Wert für den TL_{hh} ist wenn vorhanden der ADI oder der TDI. Wenn kein ADI oder TDI verfügbar ist, kann der TL_{hh} aus dem niedrigsten $NOAEL_{min}$ aus Säugetiertoxizitätstests nach Gleichung 3 in Abbildung 17 abgeleitet werden. Dafür muss auf alle Fälle ein Humantoxikologe zu Rate gezogen werden.

- ▶ Geht es um eine kanzerogenen Stoff, ist der TL_{hh} gleich der Konzentration von 1×10^{-6} (für 70 Jahre Exposition).

Abbildung 17: Berechnung des $QS_{dw, hh}$.

Berechnung des $QS_{dw, hh}$

$$(1) \quad QS_{dw, hh} = \frac{\text{Trinkwasserstandard (98/83/EC)}}{F_{\text{not removable by treatment}}}$$

$$(2) \quad QS_{dw, hh} = \frac{0,1 \times TL_{hh} \times bw}{\text{uptake}_{dw}}$$

$$(3) \quad TL_{hh} = \frac{NOAEL_{min}}{100}$$

Quelle: eigene Zusammenstellung.

12.4 PFOS

12.4.1 Ableitung der QN nach dem Substance Data Sheet

Grundlage der UQN von PFOS ist das EQS Dossier 2011. In Tabelle 23 sind die Daten, auf deren Basis die Ableitung der UQN erfolgte, zusammengefasst.

Tabelle 23: Öko- und Humantoxizitätsdaten von PFOS

Säugetiere	NOAEL (2 a) Lebertox.	Ratte	0,5 mg/kg/d	OECD 2002 aus LAWA Stoffdatenblatt 2010
	NOAEL 2 gen.	Ratte	0,1 mg/kg bw	EQS Dossier 2011 (Christian et al. 1999)
	NOAEL 2 gen.	Ratte	0,5 mg/kg/d	LAWA Stoffdatenblatt 2010
	NOAEL (183 d)	Cynomolgus-Affen Body weight hormone	0,15 mg/kg bw/d 0,03 mg/kg bw/d	Seacat et al. 2002
Fisch	LD ₅₀	Ratte oral inhalativ	251 mg/kg 5,2 mg/kg	OECD 2000
	LC ₅₀ /96 h	<i>Pimephales promelas</i>	4,7 mg /L	OECD 2002
Invertebraten	NOEC	Zuckermückenlarven (<i>Chironomus tentans</i>)	21 µg/L	MacDonald et al., 2004
	NOEC	<i>Chironomus tentans</i>	2,3 µg/L	MacDonald et al 2004 aus EQS Dossier 2011
	NOEC	<i>Chironomus tentans</i>	50 µg/l	LAWA Stoffdatenblatt 2011
	LC ₅₀ /96 h Salzwasser	<i>Mysidopsis bahia</i>	3600 µg/l	LAWA Stoffdatenblatt 2010
Algen	NOEC	<i>Mysid shrimp</i>	250 µg/L	Keml 2005 POP Studie

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Im EQS-Dossier (2011) ist der $QS_{fw,eco}$ auf der Grundlage des NOEC 2,3 µg/L von *Chironomus tentans* berechnet. Da Untersuchungen aus drei trophischen Stufen vorlagen, wurde ein Assessment Faktor von 10 gewählt.¹⁶⁸ Der $QS_{fw,eco}$ liegt entsprechend bei **0,23 µg/l**. Aus den gleichen Daten ergibt sich mit einem Assessmentfaktor von 100 der $QS_{sw,eco}$ von **0,023 µg/l**.

Grundlage für die Ableitung von MAC-QS im EQS Dossier 2011 war die akute Ökotoxizität (LC50/96h) von *Mysidopsis bahia* mit einem AF von 100. Daraus ergibt sich ein **MAC-QS von 36 µg/l für Süßwasser**, unter Anwendung eines Assessmentfaktors von 500 ergibt sich im EQS Dossier 2011 ein **MAC-QS 7,2 µg/l für Salzwasser**.

¹⁶⁸ Die Ableitung der UQN aus den Wirkungswerten erfolgt durch Extrapolation. Ausführlich siehe hierzu in Kleihauer et. al. (2013), S. . Entweder erfolgt die Ableitung nach der Assessment-Faktor-Methode oder mittels statistischer Extrapolation (Spezies Sensitivity Distribution (SSD)-Methode). Welche Methode zur Anwendung kommt, bestimmt der vorhandene ökotoxikologische Datenumfang. Für die Ableitung nach der SSD-Methode sind nach der EQS-GD (2011) mehr als 15, aber mindestens 10 NOEC/EC10-Werte von verschiedenen Arten aus mindestens 8 taxonomischen Gruppen empfohlen. In Bezug auf die Kombination von Daten aus Tests mit Süß- und Salzwasserarten wird empfohlen, die Daten gemeinsam in einer SSD zu verwenden, wenn kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den beiden Datensätzen besteht. Anderenfalls und für Metalle sollten die Daten immer getrennt verwendet werden. Je nach Repräsentanz von marinen Arten in der SSD soll noch ein zusätzlicher Faktor von 10 oder 5 auf den üblichen Assessment Faktor von 1 – 5 auf die HC5 für Salzwasser angewendet werden.

Aufgrund der bioakkumulierenden Eigenschaften von PFOS ist ein $QS_{\text{biota secpois}}$ berechnet. Grundlage für die Berechnung waren Untersuchungen an Säugetieren (EQS Dossier 2011, S. 21). Der $QS_{\text{biota secpois}}$ ist aus einem NOAEL von 150 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Seacat et. al 2002), berechnet. Die Umrechnung erfolgt über einen bw/DFI von 20 und ergibt einen NOEC von 3000 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Daraus leitet sich ein $QS_{\text{Biota secpois}}$ von **33 $\mu\text{g}/\text{kg}$** mit einem AF von 90 ab.¹⁶⁹ Dieser Wert ist im EQS-Dossier auf Süß- und Salzwasser umgerechnet.¹⁷⁰

Der $QS_{\text{Biota hh}}$ ist auf der Grundlage eines von der EFSA berechneten TDI-Wertes abgeleitet. Grundlage der EFSA-Daten sind wie bei der Berechnung des $QS_{\text{Biota secpois}}$ Untersuchungen von Seacat et. al. (2002), allerdings wurden für die menschliche Gesundheit die Untersuchungen zur hormonellen Wirkung verwendet. Der TDI-Wert ist aus den 30 $\mu\text{g}/\text{kg}$ mit folgende Unsicherheitsfaktoren abgeleitet: Faktor 10 für die Interspeziesvariabilität, Faktor 10 für die Intraspeziesvariabilität, Faktor 2 (zusätzlicher Faktor, um die großen Unterschiede in den Halbwertszeiten zwischen Affen und Menschen zu berücksichtigen). Daraus ergibt sich ein Gesamtfaktor von 200 und ein TDI von 0,15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/d. Hieraus ist im EQS-Dossier (2011, S. 23) ein $QS_{\text{Biota hh}}$ von 9,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ berechnet und auf Wasser umgerechnet.¹⁷¹ Daraus ergibt sich ein $QS_{\text{Süßwasser}}$ **0,00065 $\mu\text{g}/\text{l}$** und ein $QS_{\text{Salzwasser}}$ **0,00013 $\mu\text{g}/\text{l}$** . Da dieser Werte das empfindlichste Schutzgut darstellt ist in **Annex II der auf die Wasserphase umgerechnete QS-Wert für die menschliche Gesundheit (Fischkonsum) als AA QS angegeben.**

Grenzwerte für Trinkwasser sind in einigen Ländern festgelegt, aber bisher weder von der EU noch von der WHO abgeleitet. Der im EQS-Dossier vorliegende Wert ist nach Gleichung 2 in Abbildung 17 auf der Grundlage der TDI von 0,15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/d von Seacat et. al. (2002) berechnet ($QS_{\text{dw,hh}}$ von 0,525 $\mu\text{g}/\text{l}$).¹⁷²

Tabelle 24 fasst die Ableitung der ökotoxikologischen und humantoxikologischen Qualitätsziele zusammen.

¹⁶⁹ Für das Vorgehen der einzelnen Rechnungsschritte siehe Abbildung 16.

¹⁷⁰ EQS-Dossier (2011), S. 84: UQN für sekundäre Vergiftung werden in der Regel auf Konzentrationen im Wasser umgerechnet, da Monitoringprogramme meist nicht Fischproben umfassen.

Corresponding AA $EQS_{\text{Süßwasser}} = EQS_{\text{Biota,secpois}} \times (\text{BCF} \times \text{BMF})$
 Corresponding AA $EQS_{\text{Salzwasser}} = EQS_{\text{Biota,secpois}} \times (\text{BCF} \times \text{BMF}_1 \times \text{BMF}_2)$
 BCF = 2796, BMF 1 = 5, BMF 2 = 5.

¹⁷¹ EQS-Dossier (2011), S. 84: UQN für sekundäre Vergiftung werden in der Regel auf Konzentrationen im Wasser umgerechnet, da Monitoringprogramme meist nicht Fischproben umfassen.

Corresponding AA $EQS_{\text{Süßwasser}} = EQS_{\text{Biota,hh}} \times (\text{BCF} \times \text{BMF})$
 Corresponding AA $EQS_{\text{Salzwasser}} = EQS_{\text{Biota,hh}} \times (\text{BCF} \times \text{BMF}_1 \times \text{BMF}_2)$
 BCF = 2796, BMF 1 = 5, BMF 2 = 5.

¹⁷² Für Trinkwasser hat die Trinkwasserkommission folgenden lebenslang duldbaren Gehalt als Leitwerte empfohlen: 0,3 $\mu\text{g}/\text{l}$ für die Summe aus PFOA und PFOS, aus http://www.ecity-duesseldorf.de/umweltamt/download/altlast/pft_informationsblatt.pdf.

Tabelle 24: Ableitung der UQN für PFOS

	EQS Dossier 2011	Annex II Nr. 35
QS _{fw,eco} [µg/L]	0,23	
QS _{sw,eco} [µg/L]	0,023	
QS _{fw,eco,kurzzeit} [µg/L]	36	→ MAC EQS _{fw} = 36 [µg/L]
QS _{sw,eco,kurzzeit} [µg/L]	7,2	→ MAC EQS _{sw} = 7,2 [µg/L]
QS _{Sediment} ¹ [µg/kg dw]	-	-
QS _{Biota sec.pois.} [µg/kg bw]	33	
Corresponding QS _{Süßwasser} [µg/L]	0,002	
Corresponding AA EQS _{Salzwasser} [µg/L]	0,00047	
QS _{dw,hh} [µg/L] Trinkwasserversorgung	0,52	
QS _{Biota,hh} [µg/kg]	9,1	→ EQS _{Biota} = 9,1 [µg/L]
Corresponding QS _{fw,hh} [µg/L]	0,00065	→ AA EQS _{fw} = 0,00065 [µg/L]
QS _{Salzwasser} [µg/L]	0,00013	→ AA EQS _{sw} = 0,00013 [µg/L]

Quelle: eigene Zusammenstellung.

12.5 4-Nonylphenol (4-NonylphenolNP; Formel: C₁₅H₂₄O; CAS-Nummer: 84852-15-3)

12.5.1 Ableitung der QN nach dem Substance Data Sheet

Die bestehenden Umweltqualitätskriterien wurden auf der Grundlage folgender Materialien zusammengestellt:

- ▶ European Communitie EC (2002): European Union Risk Assessment Report, 4-NONYLPHENOL (BRANCHED) AND NONYLPHENOL, Prepared by the UK.
- ▶ EU (2005): Substance Data Sheet 4-Nonylphenol (branched) and Nonylphenol - Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Environmental Quality Standards (EQS).

Alle bestehenden UQN Daten sind auf den Risk Assessment Report (EC 2002) zurückzuführen. In Tabelle 25 sind alle verwendeten Toxizitäts- und Ökotoxizitätsdaten für die Ableitung der UQN zusammengefasst. Von der Studie Lussier et al. war nur eine Zusammenfassung zugänglich.

Tabelle 25: Verwendete Nonylphenol -Toxizitätsdaten für die UQN-Festlegung

Säugetiere	NOAEL _{Reproductive}	Ratte	15mg/kg/Tag	aus EU (2002)
	LC ₅₀ /96 h Süßwasser	<i>Pimephales promelas</i>	128 µg/L	Brooke, 1993 a aus EU (2002)
	LC ₅₀ /96 h Salzwasser	<i>Pleuronectes americanus</i>	1,7 µg/L(nicht valide) ¹⁷³	Lussier et. al. aus EU (2002)
	LC ₅₀ /96 h Salzwasser	<i>Cyprinodon variegatus</i>	31 µg/l	Ward and Boeri, 1990d EU (2002)
	LOEC _{mortality} (28 d)	<i>Pimephales promelas</i>	19,3 µg/l	Brooke, 1993 a aus EU (2002)
	NOEC _{mortality} (28 d)	<i>Pimephales promelas</i>	7,75 µg/l	Brooke, 1993 a aus EU (2002)
	NOEL _{survival} (33 d) (Embryo)	<i>Pimephales promelas</i>	7,4 µg/l	Ward and Boeri, 1991b EU (2002)
Invertebraten	LOEL _{survival} (33 d) (Embryo)	<i>Pimephales promelas</i>	14 µg/l	Ward and Boeri, 1991b EU (2002)
	LC ₅₀ /96 h Süßwasser	<i>Hyalella azteca</i>	20,7 µg/l	Brooke, 1993 a aus EU (2002)
	EC ₅₀ Immobilisation Süßwasser	<i>Daphnia magna</i>	85 µg/l	Brooke, 1993 a aus EU (2002)
	LC ₅₀ /96 h Salzwasser	<i>Mysidopsis bahia</i>	43 µg/l	Ward and Boeri, 1990d EU (2002)
	EC ₅₀ /96 h Süßwasser	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	69 µg/l	England 1995 aus EU (2002)
	NOEC (7 d) _{Reproduktion}	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	88,7 µg/l	England 1995 aus EU (2002)
	NOEC LOEC	<i>Chironomus tentans</i> <24h old Semi-static System	42 µg/l 91 µg/l	(Kahl et al., 1997 aus EU (2002)
	NOEC _{Jungtierate} 21d Süßwasser	<i>Daphnia magna</i>	24 µg/l	Comber et al., 1993 aus EU (2002)
	NOEC 21d Salzasser	<i>Mysidopsis bahia</i>	3,9 µg/l	Ward and Boeri, 1991c aus EU (2002)
	NOEC _{Reproduktion} 21d Salzasser	<i>Daphnia magna</i>	1 µg/l (nicht valide)	Kopf (1997) aus EU (2002)
Algen	EC ₅₀ /72 h Süßwasser	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	56,3 µg/l	Kopf (1997) aus EU (2002)
	EC ₅₀ /72h _{Wachstumsrate} Süßwasser	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	323 µg/l	Kopf (1997) aus EU (2002)
	EC ₅₀ Biomasse Salzwasser	<i>Skeletonema costatum</i>	27 µg/l	Ward and Boeri, 1990a aus EU (2002)
	EC ₁₀ /72 h als NOEC	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	3,3 µg/l	Kopf (1997) aus EU (2002)

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Der QS_{fw,eco} ist aus den chronischen Daten für Algen (EC10/72 h als NOEC), die mit 3,3 µg/l den empfindlichsten validen Wert darstellten, mit einem Assessmentfaktor von 10 (es lagen drei trophische Stufen für Langzeituntersuchungen vor) berechnet. Daraus ergibt sich ein QS_{fw,eco} von **0, 33 µg/l**. Der QS_{sw,eco} ist aus

¹⁷³ Diese Studie ist mit Vorsicht zu genießen, da es nur eine Zusammenfassung zugänglich war.

den gleichen Toxizitätsdaten berechnet, da kein empfindlicher Wert vorlag. Mit einem Assessment Faktor von 10 ergibt sich ein $QS_{sw,eco}$ von **0,33 µg/l**.¹⁷⁴

Der Assessment Report diskutiert die endokrine Wirkung von Nonylphenol. Es liegen allerdings keine Untersuchungen vor, aus dem empfindlichere Konzentrationen hervorgehen. Daraus wird geschlossen, dass der festgelegte Wert vor endokrinen Wirkungen schützt.¹⁷⁵

Für die Berechnung des $QS_{intermittent\ release}$ liegen Daten aus akuten Toxizitätstests vor. Der empfindlichste Wert stellt eine Messung mit 20,7 µg/l bei *Hyaella azteca* dar. Statt des vorgesehenen Assessmentfaktors von 100¹⁷⁶ wird aufgrund der Datenlage eine AF von 10 begründet. Aus dieser Berechnung ergibt sich ein $QS_{intermittent\ release}$ von **2,1**. Für Salzwasser wird der gleiche Wert verwendet, mit der Begründung, dass Küsten nicht von kurzfristigen Einleitungen betroffen sind.¹⁷⁷

QS_{sed} ist auf der Basis des $QS_{fw,eco}$ mit der Equilibrium Partitioning Methode berechnet.

$$QS_{sed} = K_{susp-water}^{178} / RHO_{susp}^{179} \times QS_{fw,eco} \times 1,000 = \mathbf{0.039\ mg/kg\ wet\ wt}$$

Aufgrund der bioakkumulierenden Eigenschaften von Nonylphenol ist auch ein $QS_{biota\ sec.pois}$ zu berechnen. Grundlage hierfür waren Daten aus dem Environmental Assessment Report (EC 2002) bezogen auf Labortests mit Ratten. Ein $NOAEL_{oral, Reproductive}$ wird hier mit 15 mg/kg Körpergewicht angegeben. Hieraus wurde ein $NOEC_{oral}$ von 100 mg/kg berechnet. Daraus ergibt sich mit einer AF von 10 ein $QS_{biota, sec.pois}$ von **10 mg/kg**. Umgerechnet auf die Wasserphase (BCF für Muscheln = 3000) ergibt sich ein $QS_{biota\ sec.pois, fw}$ von **3,3 µg/l**.

Der $NOAEL_{oral, Reproductive}$ ist auch die Grundlage für die Berechnung des $QS_{biota, food, hh}$. Ein AF von 100 extrapoliert vom Tier auf den Menschen (= 0,15 mg/kg bw d⁻¹). Auf der Grundlage von Gleichung 4 in Abbildung 16 errechnet sich hieraus ein $QS_{biota, food, hh}$ von **8,7 mg/kg**. Auf die Wasserphase berechnet ergibt sich mit einem BCF von 3000 l/kg und einem BMF von 1¹⁸⁰ ein $QS_{biota, food, hh, fw}$ von **2,9 µg/l**.

Grenzwerte für Trinkwasser sind weder von der EU noch von der WHO abgeleitet. Der im Substance Data Sheet (EU 2005) vorliegende Wert ist nach Gleichung 2 in Abbildung 17 auf der Grundlage der $NOAEL_{oral, Reproductive}$ (Ratte 15 mg/kg) berechnet ($QS_{dw, hh}$ von 0,525 µg/l).

¹⁷⁴ Aufgrund der Datenlage ist ein AF von 100 anzuwenden – es liegen keine Langzeituntersuchungen aus drei trophischen Stufen vor. Eine plausible Erklärung hierfür ist nicht dokumentiert. Die Festlegung der UQN (EQS) Salzwasser wird auf der Basis dieser Daten von van Vlaardingen et al. (2003) – EQS Standard Report für Alkylphenols and Alkylphenol ethoxylates beschrieben: „Before combining toxicity data of freshwater and salt water species for PNEC derivation it should be tested whether the sensitivity of these two groups to nonylphenol does not differ significantly. Since this comparison was not reported in the EU-RAR, the data were checked for differences in sensitivity (F-test followed by an unpaired t-test with Welch's correction in case of unequal variances). Acute toxicity of nonylphenol did not differ significantly between freshwater and salt water invertebrates (P=0.60) nor between freshwater and salt water fish (P=0.93). A statistical comparison between algal data could not be made because there was only one test result for a marine algal species available. A statistical comparison between chronic data could not be made because there were no NOEC values for salt water algae, only one NOEC value for salt water invertebrates and no chronic data for salt water fish. Based on the data that could be compared, freshwater and salt water species did not differ in sensitivity to nonylphenol and the combination of datasets is justified.

¹⁷⁵ EU (2002), S. 118: “Data exist indicating toxicity at lower concentrations than the concentrations at which oestrogenic effects are observed. Therefore, the calculated PNEC should be protective for oestrogenic effects in fish as well.”

¹⁷⁶ In Lepper (2002, Annex V, S. 28) wird diskutiert, dass bei bioakkumulativen Eigenschaften auch ein AF von 100 noch zu niedrig ist.

¹⁷⁷ EU (2005), S. 7: “The derivation of a separate MAC-QS applicable to transient concentration peaks in coastal and territorial waters it's not required as it is not probable the significant peaks occur in these waters. For transitional waters the freshwater MAC-QS may be used.

¹⁷⁸ $K_{susp-water}$ Partition coefficient suspended matter-water (135 m³/m³ EUSES)

¹⁷⁹ RHO_{susp} Bulk density of suspended matter (1150 kg/m³).

¹⁸⁰ TGD-EQS (2011, S. 87), liegt kein BMF vor, kann aus einer Tabelle ein entsprechender BMF abgelesen werden.

Da der für Wasser berechnete $QS_{eco, fw}$ der empfindlichste ist, wird dieser als genereller QS für Nonylphenol verwendet.¹⁸¹ In Tabelle 26 sind alle diskutierten Qualitätsziele zusammengefasst.

Auf der Grundlage dieser Diskussion wurden durch Abrundung die aktuellen Qualitätsnormen für Wasser abgeleitet, die in Annex II der WRRL zu finden sind:

- ▶ Jahresdurchschnitt von AA EQS_{fw} [$\mu\text{g/L}$] = 0,3
- ▶ Jahresdurchschnitt von AA EQS_{sw} [$\mu\text{g/L}$] = 0,3
- ▶ zulässige Höchstkonzentration von MAC EQS_{fw} [$\mu\text{g/L}$] = 2,0
- ▶ zulässige Höchstkonzentration von MAC EQS_{sw} [$\mu\text{g/L}$] = 2,0

Tabelle 26: Abgeleitete Qualitätsziele für 4-Nonylphenol (EU 2005)

	EQS Dossier 2011	Annex II Nr. 35
$QS_{fw,eco}$ [$\mu\text{g/L}$]	0,33	→ AA $EQS_{fw} = 0,3$ [$\mu\text{g/L}$]
$QS_{sw,eco}$ [$\mu\text{g/L}$]	0,33	→ AA $EQS_{sw} = 0,3$ [$\mu\text{g/L}$]
$QS_{fw,eco,kurzzeit}$ [$\mu\text{g/L}$]	2,1	→ MAC $EQS_{fw} = 2,0$ [$\mu\text{g/L}$]
$QS_{sw,eco,kurzzeit}$ [$\mu\text{g/L}$]	2,1	→ MAC $EQS_{sw} = 2,0$ [$\mu\text{g/L}$]
$QS_{Sediment}^1$ [$\mu\text{g/kg dw}$]	39	
$QS_{Biota,sec,pois.}$ [$\mu\text{g/kg bw}$]	10	
Corresponding $QS_{Süßwasser}$ [$\mu\text{g/L}$]	3,3	
$QS_{dw,hh}$ [$\mu\text{g/L}$] Trinkwasserversorgung	0,525	
$QS_{Biota,hh}$ [$\mu\text{g/kg}$]	8,7	
Corresponding QS_{fwhh} [$\mu\text{g/L}$]	2,9	

12.5.2 Klärungsbedürftige Fragen

Anders als im Substance Data Sheet leitet das Ökozentrum in der Schweiz empfindlichere AA EQS (13 ng/l) und weniger empfindliche MAC EQS (3,27 $\mu\text{g/l}$) auf einer aktuelleren Datenbasis ab.

Auf der methodischen Grundlage des TGD EQS (2011) ist es schwierig, die tatsächlichen Auswirkungen Endokriner Wirkungen abzuschätzen. Denn Untersuchungen zeigen, dass bei der Wirkung von Nonylphenol eine Einzelbetrachtung nicht ausreicht. Bei der Induktion von Vitellogenin und der Reduktion der Fekundität bei Fischen zeigte sich eine Additivität, die einer Mischung von fünf estrogenen Stoffen (Estradiol, Ethinylestradiol, Bisphenol A, Nonyl- und Octylphenol) ausgesetzt waren.¹⁸² Da in der Umwelt tatsächlich Schadstoffe in Mischungen auftreten, sollte der Wirkung von Mischungen Beachtung geschenkt werden und in der Risikobeurteilung berücksichtigt werden.

Eine aktuelle Bewertung von Nonylphenol in Bezug auf die endocrine Wirkung findet sich in ECHA (2013, S. 33 ff., Ergebnisse Anhang XV Dossier) auf der Basis des SVHC supporting document for 4-Nonylphenol. 4-Nonylphenol wird als endokrin wirksame Substanz eingestuft.

¹⁸¹ EU (2005), S. 9: "The specific quality standard derived for the protection of aquatic life in both inland and marine waters is the lowest and therefore proposed as overall annual quality standard for all surface waters addressed by the WFD."

¹⁸² Fent (2013), S. 128.

Es werden aber keine neuen Qualitätskriterien daraus abgeleitet.^{183 184}

12.6 Quecksilber

12.6.1 Ableitung der QN nach dem Substance Data Sheet

Grundlage der aktuellen UQN von Quecksilber ist das Substance Data Sheet der EU (2005b). Bei der Festlegung von Qualitätsnormen für Metalle sind ein paar Besonderheiten in Bezug auf die Bioverfügbarkeit und die natürlich vorhandenen Hintergrundkonzentrationen zu beachten. Bei der Ableitung der QS für Wasser sind im Substance Data Sheet für Quecksilber die Hintergrundkonzentrationen über den Added Risk Approach (ARA) berücksichtigt.¹⁸⁵

$$QS_{\text{water}} = C_{\text{Hintergrund}} + MPA$$

Die Ableitung der MPA_{eco} ist für Quecksilber sowohl nach der AF-Methode, als auch nach der SSD-Methode beschrieben.¹⁸⁶ Für die Ableitung von Metallen ist eine SSD empfohlen.

1. AF-Methode: Der niedrigste NOEC Wert wurde für *Clavopsella michaeli* (0,1 µg/l) für Salzwasser gemessen. Aufgrund der Datenlage (Langzeituntersuchungen, drei trophische Stufen) ist ein AF von 10 notwendig. Daraus ergibt sich ein $MPA_{\text{eco, fw}}$ und ein $MPA_{\text{eco, sw}}$ von **0,01 µg/l**.
2. SSD-Methode: Die logarithmische Auftragung der Daten erfolgte aus der Kombination aus Tests mit Süß- und Salzwasserarten, da kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den beiden Datensätzen

¹⁸³ ECHA, 2013, S. 43: As no data about clearly endocrine mediated adverse effects are available, it cannot be assessed whether such activity may result in endocrine mediated apical effects.

¹⁸⁴ "In the field of nonylphenol analysis, attention is additionally directed to nonylphenol ethoxylate surfactants (NPEOs) or their short-chain metabolites (NPE1-3O) [3-8], alkylphenoxy carboxylates (NPE1-2C) [5,9], and also halogenated nonylphenols [9-11]. Also these substances have an endocrine disrupting potential, and are sometimes present at even higher concentrations than nonylphenol. [3] P. L. Ferguson, R. F. Bopp, S. N. Chillrud, R. C. Aller, B. J. Brownawell, Biogeochemistry of Nonylphenol Ethoxylates in Urban Estuarine Sediments, Environ. Sci. Technol. 37 (2003) 3499-3506.[4]R. Jeannot, H. Sabik, E. Sauvard, T. Dagnac, K. Dohrendorf, Determination of Endocrine-Disrupting Compounds in Environmental Samples Using Gas and Liquid Chromatography with Mass Spectrometry, J. Chromatogr. A 974 (2002) 143-159.[5] F. Houde, C. DeBlois, D. Berryman, Liquid Chromatographic-Tandem Mass Spectrometric Determination of Nonylphenol Polyethoxylates and Nonylphenol Carboxylic Acids in Surface Water, J. Chromatogr. A 961 (2002) 245-256.[6]I. Schmitz-Afonso, J. E. Loyo-Rosales, M. DelaPazAviles, B. A. Rattner, C. P. Rice, Determination of Alkylphenol and Alkylphenoethoxylates in Biota by Liquid Chromatography with Detection by Tandem Mass Spectrometry and Fluorescence Spectroscopy, J. Chromatogr. A 1010 (2003) 25-35. [7]J. E. Loyo-Rosales, I. Schmitz-Afonso, C. P. Rice, A. Torrents, Analysis of Octyl- and Nonylphenol and Their Ethoxylates in Water and Sediments by Liquid Chromatography/Tandem Mass Spectrometry, Anal. Chem. 75 (2003) 4811-4817.[8]C. P. Rice, I. Schmitz-Afonso, J. E. Loyo-Rosales, E. Link, R. Thoma, L. Fay, D. Altfather, M. C. Camp, Alkylphenol and Alkylphenol-Ethoxylates in Carp, Water, and Sediment from the Cuyahoga River, Ohio, Environ. Sci. Technol. 37 (2003) 3747-3754.[9] M. Petrovic, D. Barcelo, A. Diaz, F. Ventura, Low Nanogram Per Liter Determination of Halogenated Nonylphenols, Nonylphenol Carboxylates, and Their Non-Halogenated Precursors in Water and Sludge by Liquid Chromatography Electrospray Tandem Mass Spectrometry, J. Am. Soc. Mass Spectrom. 14 (2003) 516-527.[10] M. Petrovic, E. Eljarrat, M. J. Lopez de Alda, D. Barcelo, Recent Advances in the Mass Spectrometric Analysis Related to Endocrine Disrupting Compounds in Aquatic Environmental Samples, J. Chromatogr. A 974 (2002) 23-51.[11] M. J. Lopez de Alda, S. Diaz-Cruz, M. Petrovic, D. Barcelo, Liquid Chromatography - (Tandem) Mass Spectrometry of Selected Emerging Pollutants (Steroid Sex Hormones, Drugs, and Alkylphenolic Surfactants) in the Aquatic Environment, J. Chromatogr. A 1000 (2003) 503-526.

¹⁸⁵ Für die Berücksichtigung natürlicher Hintergrundwerte können prinzipiell zwei Ansätze unterschieden werden:

- a) Im Total Risk Approach wird der Gesamtgehalt an Metall für die gemessene oder vorhergesagte Umweltkonzentration und die Effektkonzentration verwendet.
- b) Beim Added Risk Approach wird das Gefährdungspotential dagegen nur auf den Metallgehalt zusätzlich zum natürlichen Hintergrundwert bezogen. Für die Bewertung der Wasserqualität wird daher der gemessene Wert mit dem Qualitätsstandard plus dem lokalen oder regionalem Hintergrundwert verglichen. Bei der Ableitung der Qualitätsstandards oder der PNEC-Werte sind dementsprechend die Toxizitätsdaten gegebenenfalls um die Metallkonzentration der Kontrollen zu korrigieren. Es wird somit eine maximal zulässige zusätzliche Belastung abgeleitet (maximum permissible addition, MPA).

¹⁸⁶ Fußnote 169.

besteht.¹⁸⁷ Es ergibt HC₅ (50%)¹⁸⁸ von 0,142 µg/l. Mit einem AF von 3 wird hieraus ein **MPA_{eco,wasser, SSD} von 0,047 µg/l** abgeleitet.¹⁸⁹ Dieser Wert ist die Grundlage für den Quecksilber QS_{eco sw und sw}.

Für eine Messung der organischen Schwebstoffphase, ist eine Umrechnung auf SPM (Suspended matter, Gelöste Organische Schwebstoffe) über einen für das Gewässer entsprechenden Partitionskoeffizient notwendig, der über den ARA auf QS_{SPM} gewässerspezifisch zu berechnen ist. Für den Rhein (C_{Hintergrund} = 0,005 µg Hg/l) wird im Datenblatt exemplarisch ein **QS_{SPM} von 4,9 mg/kg** berechnet.

Grundlage für die Ableitung von MAC-QS im Substance Data Sheet (EU 2005b) war die akute Ökotoxizität (LC50/8d) von *Carassius auratus* mit 0,7 µg/l. Mit einem AF von 10 ergibt sich ein **MAC-MPA von 0,07 µg/l für Süßwasser**.

Aufgrund der chemischen Eigenschaften von Quecksilber ist von einer Anreicherung im Sediment auszugehen, ein seriöser Wert ist allerdings nach Angabe des Substance Data Sheet (EU 2005b) nicht möglich. Während ökotoxikologisch basierte Abschätzungen einen QS_{sediment} von 9,3 mg pro kg Sediment ergeben, führt die Ableitung aus Wasserqualitätsstandards nach ARA für den Rhein (C_{Hintergrund} 0,2 mg/kg SPM) zu einem QS_{sediment} von 0,67 mg pro kg Sediment. Weitere Langzeittests für Sedimentorganismen sind notwendig.

Die Endglieder der aquatischen Nahrungskette sind vor allem über Organo-Quecksilberverbindungen betroffen. Das Environmental Assessment für Biota Secondary Poisoning basiert daher auf Untersuchungen mit Methylquecksilber. In Tabelle 27 sind die für die Berechnungen verwendeten Daten zusammengefasst.

¹⁸⁷ Im TGD-EQS ist empfohlen, die Daten immer getrennt zu verwenden.

¹⁸⁸ 5% aller Spezies zeigen mit 50%-iger Wahrscheinlichkeit einen Effekt.

¹⁸⁹ Im TGD-EQS 2011 wird empfohlen, je nach Repräsentanz von marinen Arten in der SSD noch einen zusätzlichen Faktor von 10 oder 5 auf den üblichen Assessment Faktor von 1 – 5 auf die HC5 für Salzwasser anzuwenden.

Tabelle 27: Verwendete Quecksilber-Toxizitätsdaten für die $QS_{\text{Biota secpois}}$ -Festlegung

Säugetiere	NOEC _{oral} (365d) Growth	<i>Mamacaca spec.</i>	0,22 [mg/kg]	Kawaskaki et. al. 1986
	NOEC _{oral} (3 gen) _{Reproduktion}	<i>Rattus norvegicus</i>	0,43 [mg/kg]	Verschuren et. L. 1976
	NOEC _{oral} (60 d) _{Mortalität}	<i>Mustela vison</i>	0,5 [mg/kg]	Wren 1987
	NOEC _{oral} (93d) _{Mortalität}	<i>Mustela vison</i>	1,2 [mg/kg]	Wobeser et. Al. 1976
	NOEC _{oral} (100d) _{Mortalität}	<i>Mustela vison</i>	2,5 [mg/kg]	Jenelöv et al. 1976
	NOEC _{oral} (60d) _{Growth}	<i>Us musculus</i>	2,25 [mg/kg]	Berthoud et al. 1976
Vögel	NOEC _{oral} (3 gen) _{Eientwicklung}	<i>Anas platyrhynchos</i>	0,25 [mg/kg]	Hein 1979
	NOEC _{oral} (20 d) _{Mortalität}	<i>Phasianua colchicus</i>	0,36 [mg/kg]	Gardiner 1972
	NOEC _{oral} (20 d) _{Mortalität}	<i>Gallus domesticus</i>	0,36 [mg/kg]	Gardiner 1972
	NOEC _{oral} (20 d) _{Mortalität}	<i>Gallus domesticus</i>	0,86 [mg/kg]	Fimreite 1970
	NOEC _{oral} (63 d) _{Mortalität}	<i>Cotumix c. japonica</i>	1,7 [mg/kg]	Hill/Soares 1984
	NOEC _{oral} (67 d) _{Mortalität}	<i>Poephila guttata</i>	2,7 [mg/kg]	Scheuhamer 1988
	NOEC _{oral} (84 d)	<i>Buteo jamaicensis</i>	2,8 [mg/kg]	Fimreite/Karstad 1971
	NOEC _{oral} (54 d) _{Mortalität}	<i>Colinus virginianus</i>	4,3 [mg/kg]	Spann et al. 1986
Fisch	LC ₅₀ /8d fw	<i>Carassius auratus</i>	0,7 µg/l	Westermann 1984
	NOEC/730 d fw	<i>Salvelinus fontinalis</i>	0,29 µg/l	Mance 1987
	NOEC/30-60 d fw groth	<i>Pimephales promelas</i>	0,3 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/14d fw mortality	<i>Brachydanio rerio</i>	1 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/250-300 h sw ELS, hatching of larve, mortality	<i>Clupea harengus membras</i>	5 µg/l	Ojaveer et al. 1980
	NOEC/32 d sw hatching	<i>Fundulus heteroclitus</i>	10 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/6-10 w fw reproduction	<i>Hyaella azteca</i>	0,62 µg/l	Borgmann et al., 1993
	LOEC/6-10 w fw reproduction		2,42 µg/l	
	NOEC/21 d fw reproduction	<i>Daphnia magna</i>	0,7 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/7d fw reproduction and mortality	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	8,5 µg/l	Spehar und Fiandt, 1986
Invertebraten	NOEC/14 d fw reproduction	<i>Cyclops sp.</i>	18 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/7d fw mortality	<i>Viviparus bengalensis</i>	45 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/8d sw reproduction	<i>Clavopsella michaeli</i>	0,1 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/44d sw reproduction and mortality, life cycle	<i>Crepidula fornicata</i>	0.25 µg/l	Gentile et al., 1982
	NOEC/42-48h sw Hatching	<i>Crassostrea virginica</i>	1 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/8-10d sw reproduction	<i>Mercenaria mercenaria</i>	4 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/10-35 d sw mortality	<i>Callinectes sapidus</i>	4,9 µg/l	McKenney und Costlow, 1982

Algen	NOEC/28 d sw growth	<i>Penaus indicus</i>	6 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/21-31 d sw reproduction	<i>Ctenodrilus serratus</i>	10 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/28 d sw reproductuon	<i>Ophryotrocha diadema</i>	71 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	EC ₁₀ /72 h fw growth	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0,2 µg/l	Kusel-Fetzmann 1989
	EC ₁₀ /72 h fw growth	<i>Scenedesmus capricornutum</i>	1 µg/l	Kusel-Fetzmann 1989
	NOEC/14d fw growth	<i>Chara vulgaris</i>	20 µg/l	Heumann, 1987
	NOEC/10d sw growth	<i>Streptotheca tamesis</i>	0,9 µg/l	RIVM Rep. 601501001, 601014008
	NOEC/10 d sw growth	<i>Fucus serratus</i>	0,9 µg/l	Strömgren, 1980
	NOEC/14d sw development of zoospores LOEC/14d sw development of zoospores	<i>Laminaria saccharina</i>	1 µg/l 5 µg/l	Thompson/ Burrows, 1984
NOEC/6d sw growth	<i>Skeletonema costatum</i>	1 µg/l	Rice et al, 1973	

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Der niedrigste NOEC wurde in Bezug auf einen Wachstumstest bei Affen gemessen (0,22 mg/kg). Daraus lässt sich mit Gleichung 2 in Abbildung 16 über einen AF der $QS_{\text{predator.biota.secpois, fw}}$ berechnen. Im TGD ist hierfür ein AF von 30 vorgesehen, aufgrund der Datenlage entschied man sich im Substance Data Sheets (EU 2005 b) einen AF von 10 zu verwenden. Daraus ergibt sich ein $QS_{\text{predator.biota.secpois}}$ von **22 µg/kg**.

Alternativ besteht die Möglichkeit auf die Wasserphase bezogene, strengere Wasser-UQN festzulegen, wie dies beispielsweise für PFOS erfolgt ist. Dieses ist für Quecksilber bisher nicht erfolgt, da der Zusammenhang zwischen dem Gehalt in der Wasserphase bzw. Sediment und dem Gehalt in Biota nicht einfach darzustellen ist. Die Überprüfung der Umweltqualitätsnorm für Quecksilber kann daher nur mittels Biota-Untersuchungen erfolgen.

Aufgrund der toxischen Eigenschaften von Quecksilber für die menschliche Gesundheit ist auch ein $QS_{\text{biota, hh}}$ abzuleiten. Festgelegt sind Quecksilber-Werte in Fischereierzeugnissen von 0,5 mg/kg¹⁹⁰ bzw. 1 mg/kg¹⁹¹ Frischgewicht in der Verordnung zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln (EG 466/2001).¹⁹² Da diese Werte bindend sind, ergibt sich ein $QS_{\text{biota, hh}}$ von **500 µg Hg/kg** Fischkonsum. Dieser Wert kann nicht auf die Wasserphase berechnet werden, da wie oben bereits erwähnt, für Quecksilber keine plausiblen BCF, BAF und/oder BMF vorliegen. Im Data Sheet der EU (2005b) wird

¹⁹⁰ Ausgenommen sind die in Fußnote 192 aufgeführten Fischarten.

¹⁹¹ Seeteufel, Steinbeißer, Barsch, Blauleng, Bonito, Echter Aal, Heilbutt, Falscher Bonito, Langschwänziger Speerfisch, Hecht, Einfarb-Pelamide, Rochen, Rotbarsch, Pazifischer Fächerfisch, Haarschwänze, Haifisch, Schlangemakrele, Gemeiner Stör, Schwertfisch und Thunfisch.

¹⁹² Seit dem 19. Dezember 2006 gibt es eine aktuellere Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. Die EU- Höchstgehalte für Quecksilber gelten seit 5. April 2002, gehen jedoch auf Werte aus dem Jahre 1993 zurück, die Werte für Methylquecksilber wurden bereits 1991 festgelegt.

angemerkt, dass die von der EU festgelegten Werte relativ hoch zu sein scheinen, im Vergleich zu den TDI-Werten der WHO. Aus diesen lassen sich niedrigere $QS_{\text{biota, hh}}$ ableiten.¹⁹³

Für Trinkwasser ist sowohl in der Richtlinie 75/440/EWG des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedstaaten als auch in der RICHTLINIE 98/83/EG DES RATES vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch ein Wert von 1 µg Hg/l festgelegt. Da dieser über dem $MAC\text{-}MPA_{\text{eco}}$ liegt, ist der Schutz über diesen bereits gewährleistet. In Tabelle 28 sind alle diskutierten Qualitätsziele zusammengefasst.

Tabelle 28: Abgeleitete Qualitätsziele für Quecksilber (EU 2005b)

	SDS EU (2005 b)	QS Rhein	Annex II Nr. 35
$MPA_{\text{fw,eco}}$ [µg/L]	0,01	4,9	(→ AA-MPA = 0,05 [µg/L])
$MPA_{\text{fw,eco,SSD}}$ [µg/L]	0,047		
$MPA_{\text{SPM, Rhein}}$ [mg/kg]	4,7		
$MPA_{\text{sw,eco}}$ [µg/L]	0,01		
$MPA_{\text{eco, kurzzeit}}$ [µg/L]	0,07	0,075	→ MAC MPA_{fw} = 0,07 [µg/L]
$MPA_{\text{sw,eco kurzzeit}}$ [µg/L]	0,07	0,075	→ MAC MPA_{sw} = 0,07 [µg/L]
MPA_{Sediment}^1 [µg/kg dw]	470 9300	670	-
$QS_{\text{Biota sec.pois}}$ [µg/ Methyl-Hg kg bw]	22		→ EQS_{Biota} = 20 [µg/kg]
$QS_{\text{dw hh}}$ [µg Hg/L] Trinkwasserversorgung	1		
$QS_{\text{Biota.hh}}$ [µg Hg/kg]	500		

Quelle: eigene Zusammenstellung.

12.6.2 Klärungsbedürftige Fragen

Da die menschliche Gesundheit stärker von Organoquecksilberverbindungen betroffen ist, ist zu fragen, warum kein $QS_{\text{biota, hh}}$ auf der Datenlage der WHO für Methylquecksilber berechnet wird. Auf der Grundlage der aktuellen TWI-Wertempfehlungen der EFSA von 1,3 µg/kg KG errechnet sich nach Formel 4 in Abbildung 16 ein $QS_{\text{biota, hh}}$ von 11,3 µg/kg für Methylquecksilber, der damit unterhalb des $QS_{\text{predator.biota.secpois}}$ von 22 µg/kg liegt.

12.7 Festlegung von Höchstgehalten in Lebensmitteln

Lebensmittelstandards werden in der Europäischen Union durch EG-Verordnungen festgelegt. Darüber hinaus leitet die Codex Alimentarius Commission Werte (CAC) für Höchstgehalte ab, die von der Weltgesundheitsorganisation als internationales Bezugssystem für den Handel mit Lebensmitteln angesehen werden. Höchstgehalte werden nicht für alle Lebensmittel festgelegt, sondern nur für die, die in relevantem Ausmaß zur Schadstoffaufnahme des Menschen beitragen.

Die Festsetzung der Höchstgehalte für Kontaminanten erfolgt nach dem Prinzip: so niedrig festgelegt, wie dies durch eine gute Landwirtschafts-, Fischerei- und Herstellungspraxis vernünftigerweise erreichbar ist,

¹⁹³ TDI von 0,71 µg/kg bw/d für Quecksilber und 0,47 µg/kg bw/d für Methylquecksilber. Nach Gleichung 4 in Abbildung 5 errechnet sich hieraus ein $QS_{\text{biota, hh}}$ von 43,2 µg/kg total Hg und 28,6 µg/kg für Methylquecksilber). Im Data Sheet der EU (2005b) angegeben sind 0,39 mg Hg/kg.

Die US-EPA hat einen Oral Reference Dose von 17,5 g total HG /kg und 0,3 mg Methyl-Hg/kg festgelegt

unter Berücksichtigung des mit dem Lebensmittelverzehr verbundenen Risikos. Dabei gelten je nach Umweltkontaminante und Lebensmittel unterschiedliche Höchstgehalte.¹⁹⁴

Die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) erarbeitet hierfür als unabhängiger wissenschaftlicher Berater Empfehlungen in enger Zusammenarbeit mit nationalen Behörden und offenem Austausch mit betroffenen. Internationales äquivalent ist der Gemeinsame FAO/WHO-Sachverständigenausschuss für Lebensmittelzusatzstoffe (engl. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives - JECFA).

12.7.1 PFOS

Die EFSA hat 2008 einen aktuellen TDI-Wert für PFOS (0,15 µg/kg/Tag) abgeleitet. Diese Ableitung ist bereits in Abschnitt 12.4.1 beschrieben.¹⁹⁵

12.7.2 4-Nonylphenol

Ein TWI oder TDI Werte für Nonylphenol konnte nicht gefunden werden.

12.7.3 Quecksilber

Die WHO hat einen PTWI¹⁹⁶ für Quecksilber von 5,0 µg/kg KG pro Woche und für Methylquecksilber 3,3 µg/kg KG pro Woche festgelegt, seit 2003 liegt der Wert für Methylquecksilber bei 1,6 µg/kg KG pro Woche.¹⁹⁷ Dieser PTWI von 1,6 µg/kg pro Woche für Methylquecksilber soll im Gegensatz zum vorherigen Wert einen ausreichenden Schutz auch für Ungeborene, der sensitivsten Subgruppe, bieten. Nach Schneider et al. (2004, S. 36) sind diese Werte sowohl bei der Festlegung der Höchstgehalte durch die CAC als auch durch die EU als toxikologische Basis herangezogen. Bei der erstmaligen Ableitung des PTWI-Werts für Quecksilber wurde zum einen ein Wert für Gesamtquecksilber (300 µg/Person pro Woche entsprechend 5 µg/kg KG und Woche) angegeben, zum anderen aber auch darauf hingewiesen, dass nicht mehr als 200 µg/Person und Woche bzw. 3,3 µg/kg KG und Woche auf Methylquecksilber entfallen sollen. In ihren neueren Überarbeitungen beginnend mit 1988 spricht JECFA nur noch von Methylquecksilber, der wegen ihrer systemischen, neurotoxischen Eigenschaften bei chronischer Exposition relevanten Verbindung. Der Bezug zu Methylquecksilber hat sich dann auch bei der CAC bei der Festlegung der Höchstgehalte und der Analysemethoden durchgesetzt. Die EU dagegen, deren wissenschaftliche Bewertung für Quecksilber auf das Jahr 1974 zurückgeht (SCF, 1974), legt Höchstgehalte und Analysemethoden für Quecksilber fest. Aktuelle Neubewertungen für Methylquecksilber sind bisher nicht berücksichtigt: Das Wissenschaftliche Gremium der EFSA hat für Kontaminanten in der Lebensmittelkette (CONTAM) unter Berücksichtigung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse zur Toxizität dieser Formen von Quecksilber die vorläufigen TWI-Werte, die 2003 und 2010 vom gemeinsamen FAO/WHO-Sachverständigenausschuss für Lebensmittelzusatzstoffe (JECFA) festgelegt wurden, bewertet. Das CONTAM-Gremium hat in seinem Gutachten einen TWI-Wert von 4 µg/kg Körpergewicht (KG) für anorganisches Quecksilber festgesetzt, der mit dem des JECFA übereinstimmt. Für Methylquecksilber deuten neue Studien darauf hin, dass vorteilhafte Wirkungen im Zusammenhang mit langkettigen Omega-3-Fettsäuren in Fisch bisher möglicherweise dazu geführt haben, dass die potenziellen schädlichen Wirkungen von Methylquecksilber in Fisch unterschätzt wurden. Das Gremium hat daher einen TWI-Wert von 1,3 µg/kg KG für Methylquecksilber vorgeschlagen, der niedriger als der vom JECFA festgelegte Wert von 1,6 µg/kg KG ist.¹⁹⁸

¹⁹⁴ Abschnitt 12.3.1 beschreibt das Vorgehen für den Fischkonsum nach dem TGD EQS (2011), das Formel 4 in Abbildung 16 wiedergibt.

¹⁹⁵ Das Bundesinstitut für Risikobewertung sieht diesen Wert in seiner Stellungnahme als vorläufig an, da wichtige Details zur Toxikinetik des Stoffes beim Menschen nicht ausreichend bekannt sind (BfR 2008, S. 13).

¹⁹⁶ PROVISIONAL TOLERABLE WEEKLY INTAKE

¹⁹⁷ (WHO, 2003d) Hieraus ergibt sich ein QS_{biota, hh} von 13,9 µg/kg.

¹⁹⁸ <http://www.efsa.europa.eu/de/press/news/121220.htm> (Stand 2.4.2014)

Warum dieser Schritt nicht bei der EU vollzogen wurde, ist nicht bekannt. Wegen des höheren Molekulargewichts von Methylquecksilber gegenüber Quecksilber ist ein Wert von 1 mg Methylquecksilber/kg Fisch restriktiver als ein Wert von 1 mg Quecksilber/ kg Fisch.

Die CAC legt nur für zwei Kategorien von Fischen (Raubfische und andere) Werte für deren Höchstgehalt an Methylquecksilber fest. Im Rahmen der Verordnung (EG) Nr. 221/2001 nimmt die EU eine weitergehende Spezifizierung der Fische vor, für die Quecksilberhöchstgehalte abgeleitet wurden. Von der US FDA wurde ein action level in der Höhe von 1 mg Methylquecksilber/kg für Fische, Schalentiere und andere Wassertiere abgeleitet (siehe Tabelle 29).

Tabelle 29 Zulässige Höchstgehalte an Quecksilber bzw. Methylquecksilber

Höchstgehalte der EU		Höchstgehalte der CAC	
Quecksilber		Methylquecksilber	
Lebensmittel	Höchstgehalt (mg/kg)	Lebensmittel	Höchstgehalt (mg/kg)
Fischereierzeugnisse außer den unten genannten	0,5	Fische (außer Raubfische)	0,5
Raubfische wie z.B. Seeteufel, Steinbeißer, Barsch, Hecht, Haifisch etc.	1,0	Raubfische	1,0

12.7.4 Schlussfolgerungen

Alle UQNs der Beispielstoffe sind nach den Vorgaben von Lepper 2005 bzw. TGD EQS 2011 abgeleitet. Hinterfragen kann man teilweise die Aktualität der Datengrundlage, methodisch sind aber keine Defizite aufzuweisen.

Kohärenzproblem zwischen dem Wasserrecht und dem Lebensmittelrecht sind auf Ebene der methodischen Ableitung von UQK nicht möglich, da

- ▶ Da verbindliche Werte auf EU-Ebene für die Berechnung des $QS_{\text{biota hh}}$ verwendet werden müssen, es kann höchstens ein Aktualisierungsproblem sein.
- ▶ Wenn es keine Höchstgehalte für Kontaminante gibt, aber TDI Werte vorhanden sind, ist auf diese zurückzugreifen.
- ▶ Für den Fall, dass bisher keine entsprechenden Daten existieren, wird der $QS_{\text{biota hh}}$ aus einem oder $NO(A)EL_{\text{oral}}$ berechnet. Dann gibt es aber auch keinen entsprechenden Wert im Lebensmittelbereich.