

# SCHRIFTENREIHE

des Lehrstuhls Abfallwirtschaft und  
des Lehrstuhls Siedlungswasserwirtschaft

21

Bauhaus-Universität Weimar  
Fakultät Bauingenieurwesen  
Lehrstuhl Abfallwirtschaft  
Lehrstuhl Siedlungswasserwirtschaft

99423 Weimar, Coudraystraße 7

**RHOMBOS-VERLAG • BERLIN**

## **Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek**

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar



**© 2008 RHOMBOS-VERLAG, Berlin  
Printed in Germany**

Das Werk ist in allen seinen Teilen urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Verlages unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeisung und Verarbeitung in elektronischen Systemen.

### **Impressum**

Schriftenreihe der Lehrstühle Abfallwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft  
an der Bauhaus-Universität Weimar  
9. Jahrgang 2008

### **Herausgeber**

Bauhaus-Universität Weimar, Fakultät Bauingenieurwesen,  
Lehrstuhl Abfallwirtschaft, Lehrstuhl Siedlungswasserwirtschaft

### **Schriftleitung**

Prof. Dr.-Ing. habil. Werner Bidlingmaier  
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong

### **Anschrift:**

Bauhaus-Universität Weimar, Coudraystraße 7, D-99423 Weimar

### **Verlag**

RHOMBOS-VERLAG,  
Kurfürstenstr. 17, 10785 Berlin  
Internet: [www.rhombos.de](http://www.rhombos.de), eMail: [verlag@rhombos.de](mailto:verlag@rhombos.de)  
VK-Nr. 65 859

### **Druck**

dbusiness GmbH, Berlin

**ISBN 978-3-938807-90-3**

**ISSN 1862-1406**

**Weiterentwicklung  
der stoffbezogenen Maßnahmenplanung  
zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie  
am Beispiel des Einzugsgebietes der Ilm**

**Dissertation**

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor-Ingenieur

an der Fakultät Bauingenieurwesen

der

Bauhaus-Universität Weimar

vorgelegt von

**Dipl.-Ing. Sten Meusel**

aus Weimar

Gutachter:

1. Univ.-Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong
2. Univ.-Prof. Dr. rer. nat. habil. Dietrich Borchardt
3. Univ.-Prof. Dr.-Ing. Hans-Peter Hack

**Weimar, Februar 2008**



## Danksagung

Die vorliegende Dissertation bildet einen bedeutenden Teil meiner fachlichen Aufgaben als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Professur Siedlungswasserwirtschaft der Bauhaus-Universität Weimar ab. Sie fasst die Ergebnisse zweier Forschungsprojekte im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen zusammen und baut darauf auf. Finanziert wurde die Dissertation maßgeblich durch ein Stipendium in der Graduiertenförderung des Freistaates Thüringen und Eigenmittel der Professur. Ohne Unterstützung und Hilfe wäre ein Gelingen dieser Arbeit nicht möglich gewesen.

An erster Stelle sei meinem Doktorvater, Herrn Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong für die Betreuung und das Wecken meines Interesses an diesem spannenden komplexen Themengebiet gedankt.

Ein großes Dankeschön gilt ebenfalls Herrn Prof. Dr. rer. nat. habil. Dietrich Borchardt von der Technischen Universität Dresden. Er betreute die Arbeit extern und gab mir wertvolle Anregungen und Hinweise.

Ferner danke ich Herrn Prof. Dr. rer. oec. Dieter Hecht für die wichtigen Anmerkungen aus der Sicht eines Ökonomen und Herrn Prof. Dr.-Ing. Hans-Peter Hack für die Bereitschaft zur Erstellung eines Gutachtens.

Ich bedanke mich bei der Vergabekommission der Bauhaus-Universität Weimar für die Gewährung des Stipendiums, das mir eine kontinuierliche Bearbeitung ermöglichte.

Sehr wichtig war die direkte und indirekte Mithilfe der Studierenden, denen ich hiermit recht herzlich danken möchte. Namentlich seien an dieser Stelle Frau Dipl.-Ing. Sandra Kreuter, Herr Dipl.-Ing. Helge Zacharias, Herr Andreas Burzel, Frau Dietlind Jacobs, Herr M.Sc. Hans-Jörg Temann und Herr Dipl.-Kaufm. Stephan Rößler erwähnt.

Für die Anwendung der integrierten Methodik am Einzugsgebiet der Ilm war eine Vielzahl an Daten notwendig, die durch die wasserwirtschaftlichen Behörden und Aufgabenträger der Abwasserbeseitigung in Thüringen und Sachsen-Anhalt zur Verfügung gestellt werden mussten. Für die Kooperationsbereitschaft möchte ich meinen Dank aussprechen.

Dank gilt Herrn Dipl.-Ing. Jan Mauriz Kaub für die kritische Korrektur dieser Arbeit und vor allem für die gemeinsame Zeit an der Professur.

Ich bedanke mich bei meiner Lebensgefährtin Peggy für die Geduld und das große Verständnis für die lange Zeit, die ich ausschließlich vor dieser Arbeit verbrachte und die wir nicht gemeinsam für uns nutzen konnten.

Widmen möchte ich diese Dissertation meinem ehemaligen Kollegen und Oberassistenten Herrn Dr.-Ing. Ralf Englert, der meinen beruflichen Weg von der ersten Studienarbeit bis zur Fertigstellung der Dissertation begleitete, mir in den wichtigsten Situationen zur Seite stand und ohne den diese Arbeit definitiv nicht vor dem Leser dieser Zeilen liegen würde. Danke.

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einführung</b> .....	<b>1</b>
1.1	Entwicklung der Gewässerbelastung .....	1
1.2	Problemstellung .....	2
1.3	Zielstellung, Vorgehensweise und Abgrenzungen .....	5
<b>2</b>	<b>Rechtliche Grundlagen</b> .....	<b>9</b>
2.1	Gewässerschutzrecht der Europäischen Gemeinschaft .....	9
2.2	EG-Wasserrahmenrichtlinie .....	11
2.2.1	Ziele und Ausnahmen .....	11
2.2.2	Bewirtschaftungseinheiten .....	12
2.2.3	Oberirdische Gewässer .....	12
2.2.4	Grundwasser .....	17
2.2.5	Umsetzungsschritte und Fristen .....	20
2.2.6	Ökonomisches Prinzip .....	25
2.3	Umsetzung der EG-WRRL in Deutschland .....	27
2.3.1	Rechtliche Auswirkungen .....	27
2.3.2	Erstmalige Bestandsaufnahme der Gewässer .....	28
2.3.3	Überwachungsprogramme und Zustandsklassifizierung ..	31
2.3.4	Überlegungen zu Maßnahmenprogrammen .....	35
2.4	Zusammenfassung des Kapitels .....	36
<b>3</b>	<b>Anthropogene stoffliche Gewässerbelastung</b> .....	<b>39</b>
3.1	Abgrenzung .....	39
3.2	Immissionsbetrachtung .....	39
3.2.1	Stoffspezifische Umweltwirkungen .....	39
3.2.2	Biologische Indikation von Belastungen .....	41
3.2.3	Belastungen bei Regenwetter .....	44
3.2.4	Stoffretention im Gewässer .....	47
3.3	Emissionsbetrachtung .....	51

3.3.1	Eintragspfade und Belastungsherkunft .....	51
3.3.2	Quantifizierung der Einträge .....	52
3.3.3	Unsicherheiten bei der Ermittlung der Einträge .....	58
3.4	Ökonomische Bewertung .....	60
3.4.1	Gesamtwert von Umweltgütern .....	60
3.4.2	Umweltschadenskosten .....	62
3.4.3	Bewertungsmethoden.....	63
3.4.4	Benefit Transfer .....	64
3.4.5	Ressourcenkosten.....	67
3.4.6	Diskussion der ökonomischen Bewertungen.....	69
3.5	Zusammenfassung des Kapitels .....	71
<b>4</b>	<b>Stoffbezogene Maßnahmen .....</b>	<b>73</b>
4.1	Grundsätze .....	73
4.2	Kosten-Effektivitäts-Analyse .....	74
4.3	Maßnahmenkosten.....	77
4.4	Effektivität von Maßnahmen.....	80
4.4.1	Ökologische Wirksamkeit.....	80
4.4.2	Stoffbezogene Wirksamkeit.....	82
4.4.3	Unsicherheiten der Effektivität .....	84
4.5	Verhältnismäßigkeitsprüfung .....	85
4.5.1	Arten der Unverhältnismäßigkeit.....	85
4.5.2	Kosten-Nutzen-Analyse .....	86
4.5.3	Datengrundlage und Relevanz .....	88
4.6	Maßnahmenkataloge.....	91
4.7	Zusammenfassung des Kapitels .....	95
<b>5</b>	<b>Bestehende Ansätze zur Maßnahmenidentifizierung .....</b>	<b>99</b>
5.1	Überblick .....	99
5.2	Bewertungskriterien .....	101
5.3	Ermittlung der Ausgangssituation .....	103
5.4	Defizit- und Belastungsbetrachtung .....	105
5.5	Technische und ökonomische Maßnahmenanalyse.....	110

5.6	Entscheidungsfindung und Maßnahmenauswahl .....	115
5.7	Kostenverteilung und Priorisierung.....	117
5.8	Bearbeitungsreihenfolge und Aufwand .....	119
5.9	Zusammenfassung des Kapitels .....	121
<b>6</b>	<b>Ableitung einer integrierten Methodik.....</b>	<b>125</b>
6.1	Schlussfolgerungen aus der Literaturrecherche.....	125
6.2	Zielformulierung zur Weiterentwicklung .....	127
6.3	Beschreibung der Bearbeitungsschritte .....	128
6.3.1	Schritt 1 .....	128
6.3.2	Schritt 2 .....	130
6.3.3	Schritt 3 .....	137
<b>7</b>	<b>Einzugsgebiet der Ilm .....</b>	<b>147</b>
7.1	Allgemeine Beschreibung.....	147
7.2	Ergebnisse aus Bestandsaufnahme und Monitoring .....	149
7.3	Weitere Emissions- und Immissionsdaten.....	155
7.3.1	Abwassertechnische Situation .....	155
7.3.2	Schmutzfrachtberechnungen.....	156
7.3.3	Bilanzierung diffuser Nährstoffeinträge aus der Fläche. ....	158
7.3.4	Sonstige Stoffeinträge .....	161
7.3.5	Ergänzende Informationen .....	164
<b>8</b>	<b>Anwendung der Methodik und Ergebnisse .....</b>	<b>167</b>
8.1	„Baseline-Szenario“.....	167
8.2	Identifizierung „grundlegender Maßnahmen“ .....	175
8.2.1	Überblick.....	175
8.2.2	Grundwasser .....	176
8.2.3	Oberflächengewässer .....	180
8.2.4	Zusammenstellung der Maßnahmen .....	190
8.3	Identifizierung „ergänzender Maßnahmen“ .....	192
8.3.1	Überblick.....	192
8.3.2	Grundwasser .....	192

8.3.3	Defizitanalyse der Oberflächengewässer .....	196
8.3.4	Versauerung und Versalzung.....	197
8.3.5	Niederschlagsbedingte Belastungen .....	198
8.3.6	Saprobielle Belastungen.....	205
8.3.7	Trophische Belastungen.....	209
8.3.8	Maßnahmenzusammenstellung und Nutzenbetrachtung ..	218
<b>9</b>	<b>Bewertung und Ausblick .....</b>	<b>225</b>
9.1	Diskussion der Methodik.....	225
9.2	Diskussion der Ergebnisse.....	231
9.3	Problembetrachtung.....	234
9.4	Möglichkeiten zur Weiterentwicklung .....	236
<b>10</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>241</b>
<b>11</b>	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>245</b>
<b>12</b>	<b>Anhang .....</b>	<b>263</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1:	Historische Entwicklung der Gewässerbelastung (BORCHARDT, 2007) .....	2
Abbildung 1-2:	Ökosystem „Fließgewässer“ und dessen Belastungen (verändert nach BORCHARDT, 1998) .....	3
Abbildung 1-3:	Einordnung der Dissertation (verändert nach ERBE, 2004).....	5
Abbildung 2-1:	Systematisierung des EG-Gewässerschutzrechts .....	10
Abbildung 2-2:	Qualitätskomponenten und Kriterien für die Zustandsbewertung eines Oberflächenwasserkörpers...	14
Abbildung 2-3:	Qualitätskomponenten und Kriterien für die Zustandsbewertung eines Grundwasserkörpers (nach 2006/118/EG und 2000/60/EG).....	18
Abbildung 2-4:	Umsetzungsfristen der EG-Wasserrahmenrichtlinie bis 2027 .....	24
Abbildung 2-5:	Verknüpfung und Integration wirtschaftlicher Elemente der EG-WRRL (nach WATECO, 2002) .....	26
Abbildung 2-6:	Methodik zur Abschätzung der Zielerreichung von Oberflächenwasserkörpern (eigene Darstellung nach LAWA, 2003B) .....	29
Abbildung 3-1:	Belastungsebenen der biologischen Qualitätskomponenten (verändert nach PODRAZA ET HERING, 2004) .....	43
Abbildung 3-2:	Gefährdungspotenzial von Regenwassereinleitungen (verändert nach BORCHARDT ET GEFFERS, 1999).....	45
Abbildung 3-3:	Vereinfachte Darstellung der Stoffumwandlungen im Gewässer (KUMMERT ET STUMM, 1992) .....	48
Abbildung 3-4:	Eintragungspfade anthropogener stofflicher Gewässerbelastungen (verändert nach BMU, 2005) .....	51
Abbildung 3-5:	Prinzip der stofflichen Defizitermittlung bei frachtbezogener Bilanzierung (schematisch) .....	54
Abbildung 3-6:	Ansätze für die Schmutzfrachtmodellierung (nach LEINWEBER, 2002).....	57

Abbildung 3-7:	Gegenwärtige Unsicherheiten verschiedener gemessener und modellierter stofflicher Einträge (schematisch).....	60
Abbildung 3-8:	Kategorien des ökonomischen Gesamtwertes (verändert nach KARL ET AL., 2006; UBA, 2007A) .....	61
Abbildung 3-9:	Bestandteile von Umweltkosten (KARL ET AL., 2006) ...	63
Abbildung 3-10:	Qualität der Benefit-Transfer-Verfahren (MUTHKE, 2001) .....	66
Abbildung 3-11:	Vereinfachte Darstellung stoffbezogener Ressourcenkosten infolge von Fehlallokation .....	69
Abbildung 4-1:	Mögliche Einteilung stoffbezogener Maßnahmen .....	74
Abbildung 4-2:	Zielalternativen bei Kosten-Effektivitäts-Betrachtungen (verändert nach LONDONG ET AL., 2006).....	76
Abbildung 4-3:	Wichtige abwassertechnische Wirkprinzipien in Abhängigkeit von Aggregatzustand und Partikelgröße der Stoffe (MENZEL, 1995) .....	83
Abbildung 5-1:	Grundlegende Bewertungsschritte zur Beurteilung der Maßnahmenplanung bei der Umsetzung der EG-WRRL.....	101
Abbildung 5-2:	Zuordnung fachlicher Schwerpunkte zu den Bewertungsschritten .....	102
Abbildung 5-3:	Schematische Einordnung des angenommenen potenziellen Methodenaufwandes .....	121
Abbildung 6-1:	Vorgehen für das „Baseline-Szenario“ und dessen Eingangsgrößen .....	130
Abbildung 6-2:	Grundlegendes Vorgehen bei der Defizit- und Belastungsbetrachtung in drei Teilschritten (I, II, III) .	131
Abbildung 6-3:	Bearbeitung des Schrittes „Identifizierung der Belastungen und Abschätzungen der Defizite“ zur Verbesserung des „ökologischen Zustandes“ .....	137
Abbildung 6-4:	Methodik zur stoffbezogenen Maßnahmenanalyse (Schritt 3).....	138
Abbildung 6-5:	Schematische Darstellung eines „Stufenmodells“ zur Abschätzung des monetarisierbaren ökonomischen Bruttonutzens .....	140

---

Abbildung 6-6:	Vorgehensweise zur Berücksichtigung von Unsicherheiten stoffbezogener Maßnahmen .....	143
Abbildung 7-1:	Lage und Abgrenzung des Einzugsgebietes der Ilm (schematisch) .....	148
Abbildung 7-2:	Typische Landschaften im Bereich der oberen, mittleren und unteren Ilm (Fotografie des Freibachtals von SALZMANN, 1995) .....	148
Abbildung 7-3:	Skizzierte Niederschlagsbereiche im Ilm-Einzugsgebiet (verändert nach BONGARTZ, 2001) .....	149
Abbildung 7-4:	Grundwasserkörper im Ilm-Einzugsgebiet .....	151
Abbildung 7-5:	Netz der operativen Messstellen für Oberflächengewässer im Ilm-Einzugsgebiet (Thüringen) .....	152
Abbildung 7-6:	Kanalnetz (Beispiel Stadtilm) in KOSIM-MW 6.3 .....	156
Abbildung 7-7:	Teileinzugsgebiete der Ilm zur Bilanzierung diffuser Flächeneinträge .....	160
Abbildung 7-8:	Schwermetalleinträge im Einzugsgebiet der Ilm bis zum Pegel Niedertrebra (Bezugsjahr 2000; nach FUCHS ET AL., 2002) .....	163
Abbildung 8-1:	CSB-Emissionen in das Ilm-Einzugsgebiet („Baseline-Szenario“) und Veränderungen zum Bezugsjahr 2006 .....	170
Abbildung 8-2:	$N_{ges}$ -Emissionen in das Ilm-Einzugsgebiet („Baseline-Szenario“) und Veränderungen zum Bezugsjahr 2006 .....	170
Abbildung 8-3:	$P_{ges}$ -Emissionen in das Ilm-Einzugsgebiet („Baseline-Szenario“) und Veränderungen zum Bezugsjahr 2006 .....	170
Abbildung 8-4:	Einzugsgebiete der Schwarza (links) und des Herressener Bachs (rechts) .....	173
Abbildung 8-5:	Regionalisierte Nitratwerte (TLUG, 2007F) und relevante Gemeinden zur „grundlegenden“ N-Reduktion im Ilm-Einzugsgebiet .....	177
Abbildung 8-6:	Anteile aus den einzelnen P-Einträgen an der Gesamtbelastung des Stausees Hohenfelden (HERSCHEL, 2005) .....	184

Abbildung 8-7:	Einzugsgebiet des Stausees Hohenfelden mit Gemeindegrenzen.....	187
Abbildung 8-8:	Einzugsgebiet des Emsenbachs und charakteristische Belastung der Gewässer (am Beispiel des Seenabachs) .....	187
Abbildung 8-9:	Anteile und Mengen der $N_{ges}$ -Emissionen aus den bekannten Eintragspfaden in den Emsenbach.....	189
Abbildung 8-10:	Regionalisierte Nitratwerte und zugehörige Grundwasserkörper zur Umsetzung der Maßnahmengruppe MG 1 .....	194
Abbildung 8-11:	Abgrenzung der Siedlungsgebiete im EZG des Herressener Bachs.....	200
Abbildung 8-12:	Nachweisergebnisse der statistisch ausgewerteten BSB <sub>5</sub> -Frachten im Herressener Bach (Siedlungsgebiet Apolda/Nauendorf).....	202
Abbildung 8-13:	Nachweisergebnisse der statistisch ausgewerteten $NH_4$ -N-Frachten im Herressener Bach (Siedlungsgebiet Apolda/Nauendorf).....	203
Abbildung 8-14:	Einzugsgebiete der Magdel (links) und der Deube (rechts) .....	206
Abbildung 8-15:	Bilanzierungspunkte und Messpegel der Ilm mit Einzugsgebieten .....	214
Abbildung 8-16:	Nutzen-Kosten-Gegenüberstellung der „ergänzenden“ stoffbezogenen Maßnahmen im Ilm-Einzugsgebiet .....	222
Abbildung 9-1:	Schematische Verknüpfung der untersuchten Bearbeitungsschritte zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen .....	227
Abbildung 9-2:	Reihung der maßnahmenbezogenen Variationskoeffizienten für das Ilm-Einzugsgebiet (Werte bei Standardnormalverteilung).....	229
Abbildung 9-3:	Zeitliche Staffelung einer priorisierten Maßnahmenumsetzung (MEYER, 2008) .....	237
Abbildung 9-4:	Ganzheitliche Optimierung des Gewässerschutzes (verändert nach LONDONG, 2001) .....	239

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Zustandsklassifikation nach der EG-WRRL für natürliche Oberflächengewässer .....	15
Tabelle 2-2:	Prioritäre Stoffe der EG-WRRL und deren Umweltqualitätsnormen für Binnenoberflächengewässer (2006/0129, COD).....	16
Tabelle 2-3:	Zustandsklassifikation der EG-WRRL für Grundwasserkörper .....	20
Tabelle 2-4:	Definition „grundlegender“ und „ergänzender Maßnahmen“ der EG-WRRL (2000/60/EG).....	22
Tabelle 2-5:	Biologische Verfahren zur Zustandsbewertung für Binnengewässer (Stand: August 2007, nach LAWA, 2005A; LAWA 2006B) .....	32
Tabelle 2-6:	Physikalisch-chemische Orientierungswerte zur Erreichung des „guten Zustandes“ in Binnengewässern (nach LAWA, 2007 und BMU, 2006).....	34
Tabelle 3-1:	Verschiedene Belastungen und ihre Wirkungen im Gewässer (verändert nach HUPFER ET KLEE BERG, 2004; KUMMERT ET STUMM, 1992; SCHÖN BORN, 1992; LAWA, 1991; NEUMANN ET AL., 1990)....	41
Tabelle 3-2:	Empirische Ansätze zur Berücksichtigung einer Transformation im Fließgewässer.....	50
Tabelle 3-3:	Belastungen in Abhängigkeit der Eintragspfade (erweitert nach BORCHARDT ET AL., 2003).....	52
Tabelle 3-4:	Bewertungsmethoden von gewässerbezogenen Umweltschadenskosten (verändert nach UBA, 2007A).....	64
Tabelle 4-1:	Zuordnung von Maßnahmen und Instrumenten .....	73
Tabelle 4-2:	Vorrangfaktoren für stoffbezogene Parametergruppen (nach LONDONG ET AL., 2007B) .....	81
Tabelle 4-3:	Gruppierung von stoffbezogenen Parametern zu Parametergruppen (nach LONDONG ET AL., 2007B) .....	81

Tabelle 4-4:	Mittlere Wirkungsgrade $\eta_{\text{Param}}$ von verschiedenen Wirkprinzipien behandlungsbezogener Maßnahmen (nach Angaben von BÖHM ET AL., 2002; GRÜNEBAUM, 1993).....	84
Tabelle 4-5:	Studien mit ökonomischer Bewertung der Gewässerqualität in der BR Deutschland.....	89
Tabelle 4-6:	Kategorien der Umweltkosten durch Eutrophierung (nach PRETTY ET AL., 2003) .....	91
Tabelle 4-7:	Qualitativer Vergleich stoffbezogener Maßnahmenkataloge zur Umsetzung der EG-WRRL....	93
Tabelle 4-8:	Mesoskalige Maßnahmen und Zuordnung zu Maßnahmengruppen (erweitert nach BÖHM ET AL., 2002; GRÜNEBAUM, 1993).....	94
Tabelle 4-9:	Maßnahmenkatalog mit Maßnahmengruppen auf Einzugsgebietsebene (erweitert nach Daten von BÖHM ET AL., 2002, GRÜNEBAUM, 1993 .....	97
Tabelle 5-1:	Studien zur generellen Vorgehensweise bei der Maßnahmenplanung (Stand: Juli 2007) .....	100
Tabelle 5-2:	Ansätze zur Erkennung und Beseitigung von Defiziten des „ökologischen Zustandes“ und Zuordnung von Belastungen .....	108
Tabelle 5-3:	Ansätze zur Erkennung und Beseitigung von Defiziten des „chemischen Zustandes“ für Grundwasser.....	108
Tabelle 5-4:	Implementierte Modellansätze zur Quantifizierung und Bilanzierung stofflicher Einträge .....	110
Tabelle 5-5:	Ansätze für Maßnahmen zur Verringerung diffuser Einträge.....	111
Tabelle 5-6:	Ansätze zu verschiedenen Randbedingungen der ökonomischen Maßnahmenanalyse.....	115
Tabelle 5-7:	Qualitative unterstützende Kriterien und Verfahren zur Maßnahmenauswahl.....	116
Tabelle 5-8:	Kriterien zur Priorisierung der Maßnahmenumsetzung .....	119
Tabelle 5-9:	Grundlegende Reihenfolge der Anwendung der Bewertungsschritte .....	120

Tabelle 5-10:	Zusammenfassender Vergleich der untersuchten Studien nach verschiedenen methodischen Aspekten.....	124
Tabelle 6-1:	Matrix zur Nutzenabschätzung stoffbezogener Maßnahmen .....	142
Tabelle 6-2:	Faktoren $f_3$ zur Einbeziehung der Modellunsicherheiten .....	144
Tabelle 6-3:	Faktoren $f_6$ und $f_7$ zur Einbeziehung der Nutzenunsicherheiten .....	146
Tabelle 7-1:	Gewässertypzuordnung des Wasserkörpers „Ilm“ (TMLNU, 2005) .....	150
Tabelle 7-2:	Ausgewertete Messstellen zur Bewertung des „chemischen Grundwasserzustandes“ (Daten nach TLUG, 2007F) .....	153
Tabelle 7-3:	Messergebnisse und vorläufige Bewertung des „ökologischen Zustandes“ im Ilm-Einzugsgebiet (TLUG, 2007E) .....	156
Tabelle 7-4:	Wichtige Parameter und gewählte Ansätze zur Schmutzfrachtberechnung (erweitert nach KREUTER, 2007B; ZACHARIAS, 2007) .....	157
Tabelle 7-5:	Mittlere Jahresfrachten aus MW-Entlastungen .....	158
Tabelle 7-6:	Wichtige Daten zur Berechnung mit MOBINEG und deren Herkunft (verändert nach BURZEL, 2007) ..	159
Tabelle 7-7:	Ergebnisse der MOBINEG-Berechnungen für TEZG 1 bis 3 und Vergleich mit MONERIS-Bilanzierung .....	161
Tabelle 7-8:	Vereinfachte Bestimmung des mittleren Abflussbeiwertes .....	162
Tabelle 7-9:	Mittlere CSB-, $N_{ges}$ - und $P_{ges}$ -Jahresfrachten aus Teilortskanalisationen und NW-Einleitungen des Trennsystems .....	162
Tabelle 7-10:	PSM-Einträge im Ilm-Einzugsgebiet bis zum Pegel Niedertrebra (Bezugsjahr 2000; RÖPKE ET AL., 2002) .....	164

Tabelle 7-11:	Bevölkerungsentwicklung der Städte und Landkreise im Ilm-Einzugsgebiet (BERTELSMANN-STIFTUNG, 2007) .....	165
Tabelle 8-1:	Berechnung der stofflichen Veränderungen infolge des Neubaus der KA Gräfinau-Angstedt.....	168
Tabelle 8-2:	CSB-, $N_{ges}$ -, $P_{ges}$ -Emissionen aus bestehenden kommunalen Kläranlagen im Jahr 2015 („Baseline-Szenario“; erweitert nach TLUG, 2007C) ..	169
Tabelle 8-3:	Veränderungen der CSB-, $N_{ges}$ - und $P_{ges}$ -Einträge in Schwarza und Herressener Bach.....	173
Tabelle 8-4:	Vereinfachte Zuordnung der Eintragspfade zu TW-Verhältnissen und dem Lastfall bei Gesamteinträgen.....	175
Tabelle 8-5:	Kenngrößen zur Analyse der Maßnahmengruppe MG 1 in den betroffenen Flächen .....	178
Tabelle 8-6:	Wahl der Unsicherheitsfaktoren zur Nitratreduktion im Grundwasser (MG 1).....	178
Tabelle 8-7:	Kenngrößen zur Analyse der Maßnahmengruppe MG 3a in den Gemeinden Saaleplatte und Apolda.....	179
Tabelle 8-8:	Wahl der Unsicherheitsfaktoren zur PSM-Verringerung im Grundwasser (MG 3a) .....	180
Tabelle 8-9:	Defizitäre Einleitungen industrieller/gewerblicher Direkteinleiter.....	182
Tabelle 8-10:	Berechnete Nährstoffeinträge aus Ackerland und Wald des EZG Stausee Hohenfelden .....	185
Tabelle 8-11:	Wahl der Unsicherheitsfaktoren zur Nitratreduktion des Krumbachs und Emsenbachs (MG 1 und MG 4) .....	188
Tabelle 8-12:	„Grundlegende Maßnahmen“ und Kosten zur Umsetzung des unmittelbaren EG-Gewässerschutzrechts im Ilm-Einzugsgebiet .....	191
Tabelle 8-13:	Gemeinden oberhalb SAL GW 008 und GW 011 zur „ergänzenden“ $NO_3$ -Verringerung im Grundwasser.....	194

Tabelle 8-14:	Analyse der Maßnahmengruppe MG 1 in den gemeindebezogenen Räumen für „ergänzende Maßnahmen“ ..... 195	195
Tabelle 8-15:	Prognosematrix der relevanten biologischen Module..... 197	197
Tabelle 8-16:	Berechnungsansätze und -ergebnisse für den vereinfachten hydraulischen und stofflichen Nachweis der RW-Einleitungen..... 201	201
Tabelle 8-17:	Volumenspezifische stoffliche Wirkungen durch den Bau von RBF und RKB (erweitert nach BÖHM ET AL., 2002) ..... 204	204
Tabelle 8-18:	Wahl der Unsicherheitsfaktoren zur Kostenberechnung der Umsetzung von Maßnahme MG 7 am Herressener Bach ..... 205	205
Tabelle 8-19:	Wahl der Unsicherheitsfaktoren zur Kostenberechnung von Maßnahme MG 8 an Deube, Magdel und Herressener Bach ..... 209	209
Tabelle 8-20:	Ansätze zur Unsicherheitsanalyse der „ergänzen- den“ Maßnahmen an Deube, Schwarza, Herressener Bach, Magdel und Emsenbach ..... 216	216
Tabelle 8-21:	Gesamtkosten zur Umsetzung der „ergänzenden Maßnahmen“ an Deube, Schwarza, Herressener Bach, Magdel und Emsenbach ..... 216	216
Tabelle 8-22:	Minimale und maximale Frachtverringerungen aus Umsetzung der „ergänzenden“ Maßnahmen an der Ilm..... 217	217
Tabelle 8-23:	Gesamtkosten zur Umsetzung der „ergänzenden Maßnahmen“ an Deube, Schwarza, Herressener Bach, Magdel und Emsenbach ..... 217	217
Tabelle 8-24:	„Ergänzende Maßnahmen“ u. Kosten zur Erreichung eines „guten Zustandes“ (stoffbezogen) im Ilm-EZG ..... 219	219
Tabelle 8-25:	Übersicht der relevanten Nutzergruppen für eine ökonomische Nutzenbewertung der stoffbezogenen Maßnahmen an der Ilm ..... 220	220

Tabelle 8-26:	Einwohner und WTP für eine verbesserte Gewässerqualität an Herressener Bach, Deube, Magdel, Schwarza und Emsenbach.....	222
Tabelle 9-1:	Streuungsparameter für Gesamtkosten der zusammengefassten Maßnahmen im Ilm-Einzugsgebiet bei Standardnormalverteilung.....	228
Tabelle 9-2:	Zusammenfassung der „grundlegenden“ und „ergänzenden“ projektrelevanten Maßnahmen im Ilm-Einzugsgebiet .....	232

## Abkürzungsverzeichnis

$\Delta B$	Veränderung der Stofffracht
$\Delta c$	Veränderung der Stoffkonzentration
$\Delta EZ$	Veränderung der Einwohnerzahl
$\eta$	Wirkungsgrad
A	Fläche
$A_{red}$	Befestigte Fläche
ABK	Abwasserbeseitigungskonzept
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AG	Arbeitsgemeinschaft/Arbeitsgruppe
ALK	Alkalinität
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
ASM	Activated Sludge Model
ASTERICS	AQEM („Assessment system for the quality of streams and rivers throughout Europe using macroinvertebrates“) /STAR („Standardisation of River Classification“) Ecological River Classification System
ATV	Abwassertechnische Vereinigung, jetzt DWA
b	Breite
B	Stofffracht
B-Pläne	Bewirtschaftungspläne
BezReg	Bezirksregierung
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BP	Bezugspunkt
BSB <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf innerhalb von fünf Tagen
BT	Benefit Transfer/Nutzentransfer
BW	Baden-Württemberg
BWK	Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau

C-Faktor	Faktor zur Berücksichtigung der Anbaukultur spezifischen Ackerbodenbearbeitung bei der Ermittlung der Stoffeinträge durch Erosion in die Gewässer
Cd	Cadmium
CIS	Common Implementation Strategy
CORINE	„Coordinated Information on the European Environment“
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CVM	Kontingente Bewertungsmethode
De	Entlastungsdauer
DO	Sauerstoffdefizit
diff.	diffus
DN	Diameter Nominal = Nennweite
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
DWD	Deutscher Wetterdienst
E	Einwohner
EC	European Community
EG	Europäische Gemeinschaft
EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG
EW	Einwohnerwert
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
EZG	Einzugsgebiet
$f_1...f_7$	Unsicherheitsfaktoren
FFH	Fauna-Flora-Habitat
FGE	Flussgebietseinheit
FGG	Flussgebietsgemeinschaft
FGSM	Fließgewässer-Gütemodell
fiBS	fischbasiertes Bewertungssystem für Fließgewässer
GEK/GEP	Gewässerentwicklungskonzept/-plan
Gew	Gewässer
GIS	Geografisches Informationssystem
GVE	Großvieheinheit

---

GW	Grundwasser
GWK	Grundwasserkörper
GWN	Grundwasserneubildung
GWQN	Grundwasserqualitätsnorm
h	Höhe
HQ	Gewässerabfluss bei Hochwasser
IVU	Integrierte Vermeidung und Verringerung der Umweltverschmutzung
J	Gefälle, Neigung
K	Kosten
k.A.	keine Angabe
KA	Kläranlage
KE	Kosten-Effektivität, Kosten-Wirksamkeit
KKA	Kleinkläranlage
KNA	Kosten-Nutzen-Analyse
KOSIM	„Kontinuierliches Simulationsmodell“
KOSTRA	Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs-Auswertungen
KVR	Kostenvergleichsrechnung
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LHW	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt
LLFG	Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau Sachsen-Anhalt
LW	Landwirtschaft
M.	Maßnahme
MEV	Maximale erlaubte Verzerrung
MG	Maßnahmengruppe
MLU S-A	Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss im Gewässer
MOBINEG	„Modell zur Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in Gewässern“

MONERIS	„Modelling Nutrient Emissions in River Systems“
MP	Maßnahmenprogramm
MP & PB	Makrophyten und Phytobenthos
MQ	Mittlerer Abfluss im Gewässer $\approx$ durchschnittlicher Abfluss im Gewässer
MRI	„Fisch-Migrationsindex“
MS	Mischsystem
MW	Mischwasser
MZB	Makrozoobenthos
n	Anzahl
N	Nutzen; Stickstoff
n.b.	nicht bekannt, nicht bestimmt
N-A	Niederschlag-Abfluss
N <sub>ges</sub>	Gesamt-Stickstoff
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
NH <sub>4</sub> -N	Ammonium-Stickstoff
NO <sub>2</sub> -N	Nitrit-Stickstoff
NO <sub>3</sub> -N	Nitrat-Stickstoff
O <sub>2</sub>	Sauerstoff
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
OFG	Oberflächengewässer
oh	oberhalb
oPO <sub>4</sub> -P	Orthophosphat-Phosphor
OWK, OFWK	Oberflächenwasserkörper
P <sub>ges</sub>	Gesamt-Phosphor
P/R	Produktion/Respiration
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PHYLIB	„Phytobenthos und Makrophyten für ein leitbildbezogenes Bewertungsverfahren“
PI	„Phytoplankton-Index“

PKBW	Projektkostenbarwert
PPP	Purchasing power parities = Kaufkraftparitäten
PSM	Pflanzenschutz- und -behandlungsmittel
q	Abflussspende
Q	Abfluss
QK	Qualitätskomponente
RBF	Retentionsbodenfilter
RI	„Referenz-Index“ für Makrophyten
RKB	Regenklärbecken
RL	Richtlinie
RRB	Regenrückhaltebecken
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
RW	Regenwasser
RWQM No. 1	„River Water Quality Model No. 1“
S-A	Sachsen-Anhalt
SI	„Saprobien-Index“ für Makrozoobenthos
SK	Stauraumkanal
SM	Schwermetall
StaLa	Statistisches Landesamt Sachsen-Anhalt
SUA, StUA	Staatliches Umweltamt
SUP	Strategische Umweltprüfung
t	Zeit
T, Temp.	Temperatur
TEV	Total Economic Value = ökonomischer Gesamtwert
TEZG	Teileinzugsgebiet
TLL	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
TLS	Thüringer Landesamt für Statistik
TLUG	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TMLNU	Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt
TOC	Total Organic Carbon = Totaler Organischer Kohlenstoff

TOK	Teilortskanal/Teilortskanalisation
TS	Trennsystem
TW	Trockenwetter
UBA	Umweltbundesamt
UFZ	Umweltforschungszentrum
UG	Umsetzungsgrad
uh	unterhalb
UQN	Umweltqualitätsnorm
URK	Umwelt- und Ressourcenkosten
VO	Verordnung
WFD	Water Framework Directive = Wasserrahmenrichtlinie
WK	Wasserkörper
WTP	Willingness To Pay = Zahlungsbereitschaft
ZE	Zielerreichung

# **1 Einführung**

## **1.1 Entwicklung der Gewässerbelastung**

Die Diskussionen um eine Verminderung der Gewässerbelastungen in Deutschland begannen mit dem Ausbau der Schwemmkanalisationen und den negativen Folgen der Industrialisierung. Die stoffliche Belastung der Gewässer in der BR Deutschland verringerte sich jedoch erst flächendeckend durch die Verabschiedung mehrerer EG-Gewässerschutzrichtlinien ab den 1970er Jahren, die neben den Emissionsstandards auch Umweltqualitätsziele oder -normen (Immissionsstandards) enthielten.

Ausgehend von dieser Entwicklung wurde u.a. das Abwasserabgabengesetz (AbwAG) verabschiedet und im Wasserhaushaltsgesetz 1976 gefordert, wasserwirtschaftliche Rahmenpläne bzw. Bewirtschaftungspläne zu erstellen. Da die Bundesländer der letztgenannten gesetzlichen Regelung allerdings in sehr unterschiedlichem Detaillierungsgrad nachkamen, blieb die Identifizierung und Planung konkreter Maßnahmen zur Gewässerverbesserung i.d.R. in der Zuständigkeit regionaler bzw. lokaler Behörden. Eine gewässerbezogene Abstimmung war meist nicht erforderlich (LONDONG ET AL., 2006).

Grundsätzlich wurde die Organisation des Gewässerschutzes in der alten Bundesrepublik entscheidend durch die föderale Verwaltungsstruktur geprägt und sektoren- sowie emissionsbezogen durchgeführt (LANGE, 2002). Im Gegensatz zu dieser Entwicklung wurden die wasserwirtschaftlichen Strukturen in der DDR kontinuierlich und sukzessive zur Unterstützung der industriellen Produktion umgestaltet, wobei ein Schutz der Gewässer nicht im Vordergrund stand (WALL ET KRAEMER, 1993).

Folge der beschriebenen Prozesse war, dass infolge sämtlicher Bemühungen für einen Gewässerschutz nur eine partielle Verringerung der Gewässerbelastung erreicht wurde und die Gesamtbelastung durch synthetische Chemikalien, Nährstoffe und Schwermetalle sowie durch den zunehmenden Gewässer Ausbau weiter anstieg. In Abbildung 1-1 ist der schematische Verlauf der relativen Bedeutung in der jüngeren deutschen Geschichte dargestellt.

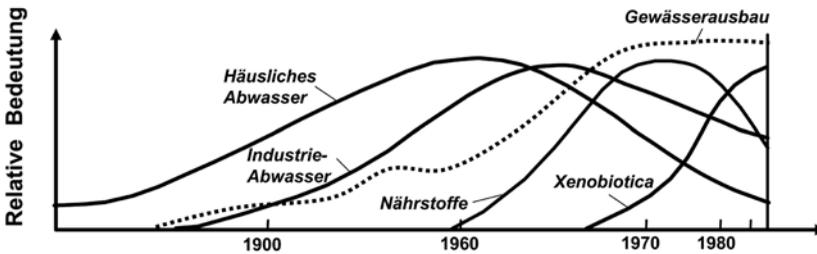


Abbildung 1-1: Historische Entwicklung der Gewässerbelastung (BORCHARDT, 2007)

## 1.2 Problemstellung

Aus Gründen der ökologischen und ressourcenbezogenen Nachhaltigkeit sowie der Notwendigkeit einer volkswirtschaftlich effizienten Wassernutzung, aber auch aufgrund von hygienischen und ästhetischen Aspekten ist es eine wichtige gesellschaftliche Aufgabe, Gewässer zu schützen und zu verbessern. Hierzu gehören neben der Minderung anthropogener Strukturveränderungen von Oberflächengewässern eine Verringerung oder Beschränkung von Eingriffen in den Wasserhaushalt sowie die Vermeidung von Verunreinigungen und/oder das Behandeln von deren Auswirkungen in allen Gewässern (Oberflächengewässer und Grundwasser; KUMMERT ET STUMM, 1992).

Diese Handlungsfelder basieren auf den vier Grundarten der anthropogenen Gewässerbelastung:

- Stoffliche Belastungen (vereinfacht im Folgenden für chemische, physikalisch-chemische und physikalische Belastungen der Gewässerqualität)
- Mengenmäßige Belastungen
- Strukturelle Belastungen (einschl. Problemen der Längsdurchgängigkeit)
- Direkte biologische Belastungen

Die Auswirkungen dieser Belastungen beeinflussen die vernetzten Komponenten des Ökosystems „Gewässer“ und stehen somit in Wechselwirkung zueinander. Abbildung 1-2 veranschaulicht die Abhängigkeiten für das Teilsystem „Fließgewässer“.

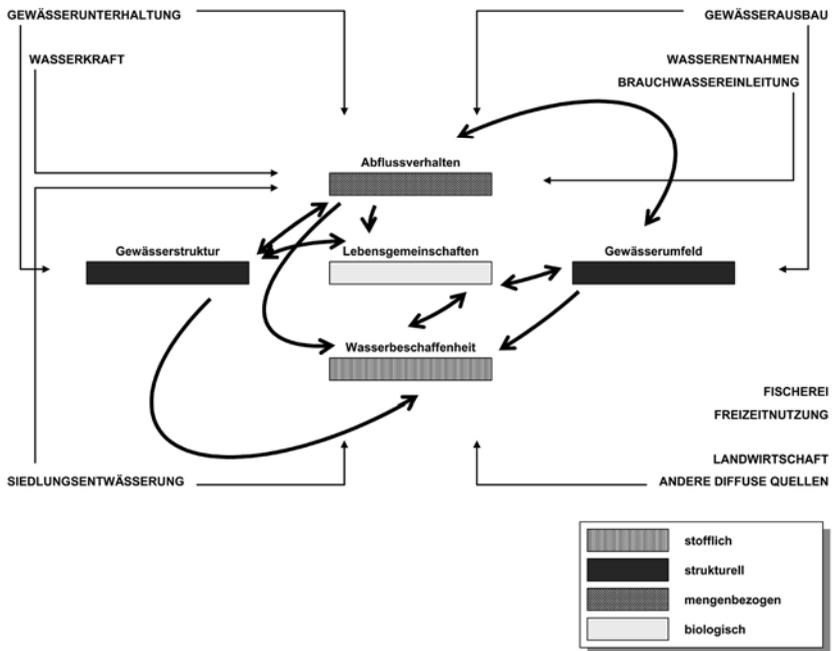


Abbildung 1-2: Ökosystem „Fließgewässer“ und dessen Belastungen (verändert nach BORCHARDT, 1998)

Wegen der sehr komplexen und zum Teil noch unbekanntenen Wechselbeziehungen als auch der Vielzahl der Beeinträchtigungen kann eine signifikante Verbesserung der Gewässer mit isoliert voneinander betrachteten Einzelmaßnahmen nicht erreicht werden (LONDONG, 1999). Von vielen Autoren (u.a. LONDONG, 1999; LÜDERITZ ET AL., 1999; BORCHARDT, 1996) wird daher ein ganzheitlicher (integraler) Gewässerschutz gefordert, der nach BORCHARDT (1996) vor allem folgende Grundsätze aufgreifen sollte:

- Emissions- und immissionsseitige Betrachtung des gesamten Flusseinzugsgebietes
- Einheitliche Systematik zur Ermittlung von Leitbildern, ökologischen Defiziten, Belastungen, Ursache-Wirkungs-Beziehungen und Bewertungsmaßstäben
- Realistische Entwicklungs- bzw. Sanierungsziele
- Verknüpfung und Integration des vorhandenen Wissens zu den Einzelkomponenten von Gewässersystemen

Mit der „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ (EG-Wasserrahmenrichtlinie, EG-WRRL) steht seit einigen Jahren erstmals ein rechtliches Instrument zur Verfügung, das die Grundsätze des integralen Gewässerschutzes berücksichtigt und grundsätzlich eine Neuorientierung der Wasserpolitik verlangt (KESSLER, 2004).

Für die schrittweise Umsetzung der EG-WRRL war und ist es notwendig, zahlreiche neuartige Ansätze bzw. Methoden zu entwickeln, die gemäß den Zielen der Richtlinie ein interdisziplinäres Fachspektrum abdecken müssen. Die Arbeitsgruppe WATECO (Water Framework Directive Economics), welche im Rahmen des gemeinsamen europäischen Umsetzungsprozesses der WRRL gegründet wurde (WATECO, 2002), sieht vor allem einen weiteren Klärungsbedarf in der Vorgehensweise für die ökonomischen Aspekte der Umsetzung in Verknüpfung mit den ökologischen Zielen. Dieses Defizit ist auch gegenwärtig noch vorhanden, wie aktuelle Veröffentlichungen belegen (BORCHARDT, 2007; PIELEN, 2006).

In zunehmendem Maße wird deshalb den Universitäten und Forschungsinstituten eine wichtige Rolle beigemessen (WEYAND, 2006), in diesen Bereichen wissenschaftlich fundierte, unabhängige und nicht politisch motivierte Beiträge zu verfassen, um eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Implementierung der EG-WRRL vorantreiben zu können (DFG, 2004).

Letztlich ist ein nachhaltiger integraler Gewässerschutz jedoch nur dann möglich, wenn die wasserwirtschaftliche Verwaltung neue Ideen aufgreift und umsetzt. Voraussetzung dafür ist, dass pragmatische, anwendbare Konzepte von Seiten der Wissenschaft vorgeschlagen werden, aber auch ein weiteres Umdenken im Sinne der Ziele der Richtlinie (BORCHARDT, 2007) sowie leistungsfähige wasserwirtschaftliche Strukturen (LONDONG ET AL., 2007A). Die komplexe föderale Wasserpolitik Deutschlands steht daher mit der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie vor einer großen Herausforderung.

Wie die Überlegungen von WEYAND ET AL. (2007) verdeutlichen, ist es realisierbar, bei jedem Implementierungsschritt der EG-WRRL die Ergebnisse neu zu beeinflussen und Entscheidungen zu korrigieren. Dieser Einfluss nimmt jedoch gemäß den Autoren über die Zeitachse kontinuierlich ab. Die nachlassende Möglichkeit der Einflussnahme kann zeitversetzt auch auf Wissenschaft und Forschung übertragen werden, sodass die aktuelle Anforderung an wissenschaftlichem Input bei der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie deutlich wird.

### 1.3 Zielstellung, Vorgehensweise und Abgrenzungen

Ziel der Dissertation ist die modellhafte Entwicklung einer praktikablen und einfach anwendbaren integrierten Methodik zur Identifizierung kosteneffektivster Maßnahmen im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

Die Dissertation versteht sich aufgrund der Zielstellung als Nachfolgearbeit von ERBE (2004), der sich mit der immissionsorientierten Bewirtschaftung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer befasste. Die durchzuführenden Untersuchungen sollen die lokalen siedlungswasserwirtschaftlich fokussierten Betrachtungen in flussgebietsbezogene Maßnahmenanalysen einbinden und somit erweitern. Grundvoraussetzung für diese Modifizierung sind Systemvereinfachungen durch eine weitgehende Minimierung des Einsatzes von deterministischen Modellen und eine Erweiterung der Systemintegration (Abbildung 1-3).

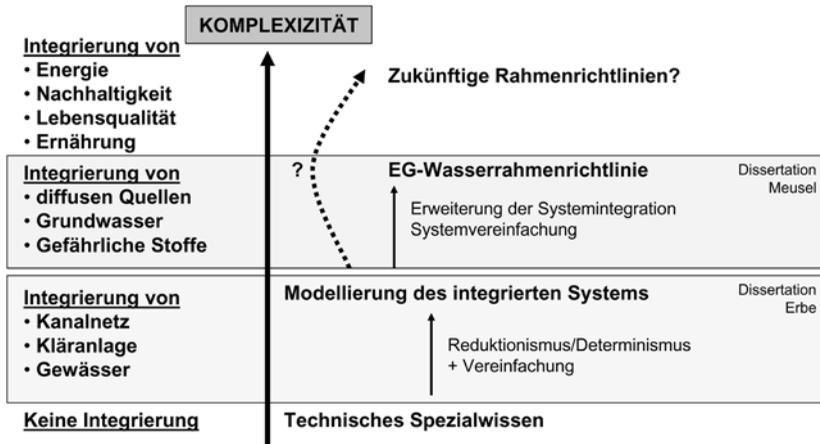


Abbildung 1-3: Einordnung der Dissertation (verändert nach ERBE, 2004)

Als Ergebnis der Arbeit soll ein wissenschaftlich fundiertes Werkzeug für die zuständigen Behörden bei der weiteren nationalen Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie entstehen. Damit soll ebenfalls für die Gewässernutzer und somit sämtlichen Beteiligten an diesem Umsetzungsprozess ein nachvollziehbares und integrales Entscheidungsinstrument aufgezeigt werden.

Zur Ableitung dieser Vorgehensweise müssen neben Fachwissen aus dem Gebiet der Siedlungswasserwirtschaft auch Kenntnisse aus den Bereichen der Biologie/Limnologie, Chemie, Hydrologie, Geographie und Landwirtschaft,

Volkswirtschaftslehre/Umweltökonomie, Betriebswirtschaftslehre und Umweltrecht integriert werden. Hierbei ist jedoch stets zu berücksichtigen, dass die Methodenentwicklung aus Sicht eines Ingenieurs vor dem Hintergrund einer nachhaltigen (projektrelevanten) Maßnahmenorientierung zur Gewässerverbesserung erfolgt.

Zur thematischen Fokussierung beschränkt sich die Arbeit auf die Untersuchung stofflicher Einträge in die Binnengewässer (Schwerpunkt Fließgewässer), ohne die integrale Analyse für alle gewässerbeeinträchtigenden Ursachen (s. Abbildung 1-2) sowie die frachtrelevanten Auswirkungen für die Küstengewässer zu vernachlässigen. Mit dieser Eingrenzung soll auch eine Möglichkeit eröffnet werden, die Vorteile der gebündelten Fachkenntnisse einer sektoralen Wasserwirtschaft in einem aus Immissionsicht sinnvollen Rahmen z.T. aufrecht zu erhalten und trotzdem eine ganzheitliche Betrachtung durchführen zu können.

Eine weitere Systemabgrenzung für die Arbeit muss in Bezug auf die staatspezifische Umsetzung der Richtlinie und somit bei rechtlichen, organisatorischen sowie verschiedenen ökonomischen/soziokulturellen Aspekten (z.B. Maßnahmenkosten und -nutzen) erfolgen. D.h. diese Recherchen und demzufolge die betreffenden Ausführungen in dieser Arbeit beschränken sich auf die Literatur der Bundesrepublik Deutschland. Auf eine berücksichtigende Darstellung bzw. die Abwägung und Diskussion der internationalen oder europäischen Unterschiede in diesen Punkten wurde im Rahmen der vorliegenden Dissertation verzichtet.

Die konkrete Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wird neben wissenschaftlichen Ansätzen vor allem durch die Einbindung in die behördliche Vollzugspraxis und durch umweltpolitische Entscheidungen geprägt werden (WEYAND ET AL., 2007). Eine genauere Betrachtung dieser Aspekte mit einer gezielten Weiterentwicklung soll in dieser wissenschaftlich orientierten Arbeit nicht vorgenommen werden, sondern lediglich eine Einordnung.

Um eine validierte Methodik entwickeln zu können, ist eine umfassende interdisziplinäre Studie zum Stand der Wissenschaft notwendig. Ausgehend von einer kurzen Beschreibung des EG-Gewässerschutzrechts sollen in einem ersten Schritt die Grundprinzipien und Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie sowie deren deutsche Umsetzung erläutert werden, damit alle weiteren Ansätze im Zusammenhang analysiert und bewertet werden können (Kapitel 2).

Zur Entwicklung von Maßnahmen ist eine den Zielgrößen der EG-WRRL angepasste Betrachtung der stofflichen Gewässerbelastung essentiell. Daher

sollen die maßgebenden Wirkungen von Stoffgruppen (immissionsseitig) sowie die Eintragspfade (emissionsseitig) skizziert und ökonomische Auswirkungen beschrieben werden (Kapitel 3). Gemäß der Forderung aus der EG-WRRL Maßnahmen kosteneffektiv und ökonomisch verhältnismäßig umzusetzen, wird in Kapitel 4 der Maßnahmenbegriff definiert und im Zusammenhang mit Wirksamkeiten, Kosten und Nutzen analysiert.

Zur Ableitung der integrierten Methodik werden bestehende Ansätze aus der Literatur recherchiert und miteinander verglichen (Kapitel 5) sowie vor dem Hintergrund der vorangegangenen Kapitel kurz diskutiert und modifiziert (Kapitel 6). Dabei werden ebenfalls die Vorarbeiten zu dieser Dissertation (LONDONG ET AL., 2007B; MEUSEL ET AL., 2007A; LONDONG ET AL., 2006) mit einbezogen.

Durch eine schrittweise Anwendung am Flusseinzugsgebiet der Ilm (Kapitel 8) kann die Praktikabilität der Methodik überprüft werden. Zudem werden die theoretischen Ansätze zur späteren Anwendung und Weiterentwicklung veranschaulicht. Das Ilm-Einzugsgebiet wurde aufgrund der folgenden Aspekte ausgewählt:

- Datenlage zu diesem Gebiet wird als durchschnittlich angenommen und somit im bundesdeutschen Vergleich für repräsentativ erachtet
- Möglichkeit der Erhebung eigener Daten (bspw. bei einer Gewässerbegehung) und von Überprüfungen offensichtlicher Defizite aufgrund der räumlichen Nähe zum Bearbeitungsort

Der Umfang der benötigten Parameter für eine Anwendung der integrierten Methodik sowie die Vereinbarungen mit den staatlichen und kommunalen Behörden bzgl. der Rohdaten ermöglichen keine Veröffentlichung der auf das Ilm-Einzugsgebiet bezogenen Daten im Anhang dieser Arbeit. Eine genaue Dokumentation der Berechnungen ist an der Professur Siedlungswasserwirtschaft der Bauhaus-Universität Weimar vorhanden. Für nähere Auskünfte steht der Autor gern zur Verfügung.



## **2 Rechtliche Grundlagen**

### **2.1 Gewässerschutzrecht der Europäischen Gemeinschaft**

Aufgrund von unterschiedlichen hydrologischen Verhältnissen als auch den verschiedenen Bedeutungen des Gewässerschutzes in den einzelnen EWG-Mitgliedsstaaten (Bundesrepublik Deutschland, Niederlande, Belgien, Frankreich, Italien und Luxemburg) sah die Europäische Gemeinschaft die Gefahr einer Wettbewerbsverzerrung für den gemeinsamen Markt. Von der Europäischen Kommission wurde deshalb im Jahr 1972 die Festlegung gemeinschaftlicher Gesundheitsnormen und Qualitätsanforderungen für die Umwelt sowie deren rechtliche Sicherstellung in mehreren Schritten angekündigt (SCHEUER, 1972).

Die in den folgenden Jahren von der EG verabschiedeten Richtlinien für den Gewässerschutz lassen sich prinzipiell einem „unmittelbaren“ und einem „mittelbaren“ Gewässerschutzrecht zuordnen. Eine weitere Unterscheidung der „unmittelbar“ gewässerschützenden Regelungen kann nach dem Grundprinzip der Richtlinien vorgenommen werden, das sich in Emissionsprinzip, Immissionsprinzip oder den kombinierten Ansatz aufgliedert (u.a. SCHEFFLER, 2004; SEIDEL, 2000).

Die EG-Wasserpolitik baute zunächst auf nutzungsbasierten Immissionsregelungen auf, welche die Belastung zur Erreichung eines wünschenswerten Umweltzustandes verringern oder vermeiden sollten. In der Folge wurden stoffbezogene Emissionsrichtlinien erlassen, deren Ziel es war, die Umweltbelastungen an ihrer Quelle so gut wie möglich zu vermindern. Keiner von beiden Ansätzen ermöglichte jedoch einzeln einen ausreichenden Schutz für die Gewässer, da reine Emissionsbetrachtungen die Leistungsfähigkeit des Gewässers nicht berücksichtigen können und ausschließlich gewässerseitige Grenzwerte zu einer Ausschöpfung von Belastungsspielräumen und somit zu Wettbewerbsverzerrungen führen (SEIDEL, 2000).

Mit der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) sollte die kleinteilige Vorgehensweise aufgebrochen und ein neuer Ordnungsrahmen geschaffen werden. Die Richtlinie ist grundsätzlich als neu ausgerichtetes zentrales Element der gemeinschaftlichen Wasserpolitik zu bezeichnen, das sämtliche weitere Entscheidungen im Bereich des EG-Gewässerschutzrechts beeinflussen wird.

Durch ihr Inkrafttreten werden die Rohwasserrichtlinie (75/440/EWG) und ihre beiden Ergänzungsrichtlinien 77/795/EWG und 79/869/EWG zum Ende

des Jahres 2007, die Gewässerschutz-Richtlinie (76/464/EWG) sowie die Fischgewässer-, die Muschelgewässer- und die Grundwasserrichtlinie Ende 2013 aufgehoben (SEIDEL, 2000). Zudem erschien im Juli 2006 ein Vorschlag zur Aufhebung der Tochterrichtlinien 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG der Gewässerschutz-Richtlinie im Jahr 2012 (KOM 2006/397).

Das Ziel der Konsolidierung des Gewässerschutzrechts wurde jedoch nur teilweise erreicht, da für die Fortgeltung bestehender Rechtsakte eine komplexe Regelung geschaffen wurde (KESSLER, 2004). Folgende Punkte sind hierbei zu beachten:

- Weiterführung bestehender Immissionsrichtlinien (Muschel- und Fischgewässer) sowie Emissionsrichtlinien (Gewässerschutz/gefährliche Stoffe 2006/11/EG) durch Verabschiedung neuer Vorschriften
- Ggf. Übernahme von Emissionsgrenzwerten und Umweltqualitätsnormen aus den Tochterrichtlinien der Gewässerschutz-Richtlinie 76/464/EWG (Anhang IX EG-WRRL) in die EG-WRRL durch den Vorschlag KOM 2006/397
- Unbeschadetes Fortbestehen von Trinkwasser-, Badegewässer-, Kommunalabwasser-, Nitrat- und Pflanzenschutzmittelrichtlinie sowie von weiteren mittelbaren Regelungen nach Anhang VI Teil A EG-WRRL
- Schaffung neuer Ausnahmeregelungen (2006/1013/EG) zur Umsetzung der Nitratrichtlinie in Deutschland

Die verbleibenden gewässerschutzbetreffenden EG-Richtlinien und ihre Einteilung nach den o.a. Kriterien sind in Abbildung 2-1 dargestellt.

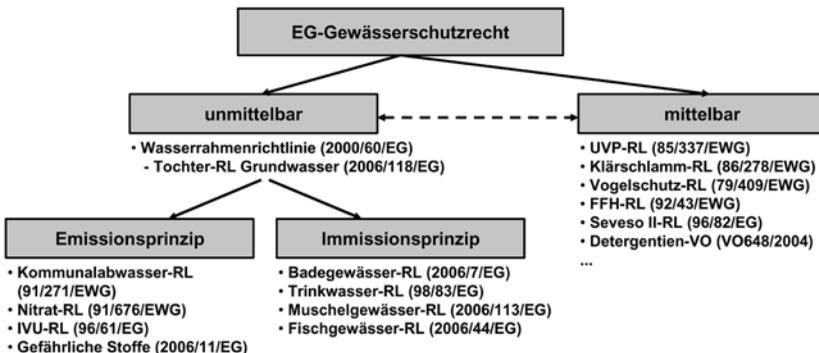


Abbildung 2-1: Systematisierung des EG-Gewässerschutzrechts

## 2.2 EG-Wasserrahmenrichtlinie

### 2.2.1 Ziele und Ausnahmen

Hauptziele der EG-WRRL sind „die Erhaltung und Verbesserung der aquatischen Umwelt“ bzw. das Erreichen eines „guten Zustandes“ für alle Gewässer innerhalb der Europäischen Union bis zum Jahr 2015 (Art. 4 Abs. 1) sowie ein Verschlechterungsverbot für Gewässer, die sich bereits im „guten Zustand“ befinden. Sind Zustandsverbesserungen notwendig, müssen geeignete Maßnahmen zu deren Erreichen ergriffen werden (2000/60/EG).

Mit der Richtlinienumsetzung sollen die Gewässer (Oberflächengewässer und Grundwasser) hinsichtlich ihrer Qualität und Quantität geschützt werden, wobei außer einer ökologischen Betrachtung auch eine ökonomische Analyse der Flussgebiete zu erfolgen hat. Zusätzlich werden Schutzgebiete aus bestehenden EG-Richtlinien und zur Trinkwassergewinnung sowie Feuchtgebiete in die Betrachtung einbezogen (EC, 2003B).

Obwohl die Gewässerqualität im Vordergrund der Richtlinie steht, kommt neben dem Immissionsprinzip auch das Emissionsprinzip zur Anwendung (kombinierter Ansatz). Gewässerbezogen gilt die jeweils schärfere Regelung.

Vor dem Hintergrund des sehr engen zeitlichen Rahmens und der etwaigen volkswirtschaftlichen Konsequenzen werden Ausnahmen für eine Nichterreichung des „guten Zustandes“ bis 2015 zugelassen. Die Regelungen unterscheiden nach UBA (2004) die nachfolgenden Punkte:

- Späteres Erreichen des geforderten Umweltziels (Fristverlängerung bis 2021 oder 2027; Art. 4 Abs. 4), falls sich in der vorgegebenen Zeit nicht alle erforderlichen Veränderungen des Gewässerzustandes erreichen lassen
- Verfolgung eines weniger strengen Umweltziels (Art. 4 Abs. 5), falls die gewünschten Verbesserungen infolge menschlicher Tätigkeiten oder natürlicher Bedingungen unmöglich, unverhältnismäßig oder unverhältnismäßig teuer wären
- Vorübergehende Verschlechterungen des Gewässerzustandes durch unvorhergesehene oder außergewöhnliche Umstände (Art. 4 Abs. 6)
- Spezielle Anforderungen für künstliche und „erheblich veränderte“ Gewässer (Art. 4 Abs. 3) sowie bei neuen Maßnahmen der Mitgliedsstaaten aus Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses (Art. 4 Abs. 7)

### 2.2.2 Bewirtschaftungseinheiten

Die Bewirtschaftung der europäischen Gewässer soll in sogenannten Flussgebietseinheiten (d.h. Flusseinzugsgebiete und zugehörige Küstengewässer) erfolgen, welche die fünf Kategorien Fließgewässer, Seen, Übergangsgewässer und Küstengewässer sowie Grundwasser einschließen. Dabei können kleinere Flusseinzugsgebiete zusammengefasst werden (KESSLER, 2004; UBA, 2004). Innerhalb der Flussgebietseinheiten wurden sogenannte „Wasserkörper“ abgegrenzt, welche die eigentlichen Einheiten der Wasserrahmenrichtlinie für die praktische Bewirtschaftung bilden.

Oberflächenwasserkörper sind laut EG-WRRL „einheitliche und bedeutende Abschnitte eines Oberflächengewässers“, d.h. ein See, ein Speicherbecken, ein Fluss oder ein Kanal, aber auch nur ein Teil eines Fließgewässers, eines Übergangsgewässers oder eines Küstengewässerstreifens. Eine konkrete Definition für die Größe wird jedoch in der Richtlinie nicht gegeben; Anhang II EG-WRRL nennt als Untergrenze 10 km<sup>2</sup> für Flussteileinzugsgebiete sowie 0,5 km<sup>2</sup> für eine Seeoberfläche. Die Grenzen der einzelnen Wasserkörper sollten so gezogen werden, dass die Umweltziele der EG-WRRL in jeder dieser Einheiten effektiv und widerspruchsfrei überprüft werden können (UBA, 2004; EC, 2003A).

Die EG-WRRL beschreibt Grundwasserkörper als abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter (Aquifere). Es werden dabei Grundwasserleiter betrachtet, aus denen eine relevante Wassermenge (> 10 m<sup>3</sup> Trinkwasser pro Tag) gewonnen werden kann oder in denen ein nennenswerter Grundwasserfluss stattfindet.

### 2.2.3 Oberirdische Gewässer

Um die unterschiedlichen ökologischen Empfindlichkeiten der Gewässer berücksichtigen zu können, wurden sie Ökoregionen zugeordnet. Zur biologischen Bewertung von Flüssen, Seen, Übergangs- und Küstengewässern erfolgte darauf aufbauend eine feinskalige Einteilung in Gewässertypen, die im anthropogen unbelasteten Zustand eine jeweils typspezifische Lebensgemeinschaft besitzen (UBA, 2004). Sie können damit als Bewertungsmaßstäbe bzw. Referenzgewässer für die Beurteilung der ökologischen Gewässerzustände und die Empfindlichkeit der naturraumtypischen Lebensgemeinschaften gegenüber anthropogenen Einflüssen dienen.

Die Zustandsbewertung für Oberflächenwasserkörper setzt sich aus der Beurteilung für den „ökologischen“ sowie den „chemischen Zustand“ zusam-

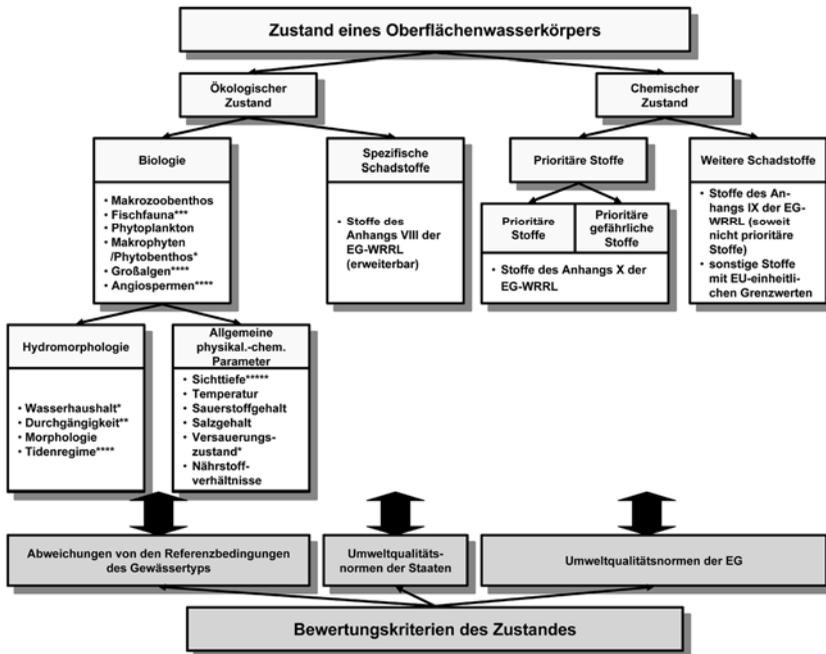
men. Das Umweltziel „guter Zustand“ entspricht dem Erreichen eines „guten ökologischen und chemischen Zustandes“ für natürliche Oberflächengewässer oder eines „guten ökologischen Potenzials“ und „guten chemischen Zustandes“ für „erheblich veränderte“ und künstliche Oberflächengewässer.

Nach der EG-WRRL werden die in Abbildung 2-2 dargestellten Qualitätskomponenten für Binnen-, Übergangs- und Küstengewässer berücksichtigt; wobei die Bewertungskriterien allgemein in Abweichungen vom Referenzzustand bei den biologischen einschließlich hydromorphologischen und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern sowie in die Einhaltung vorgegebener Umweltqualitätsnormen (UQN) für Schadstoffe eingeteilt werden können (2000/60/EG; UBA, 2004).

Der „ökologische Zustand“ der Wasserkörper wird einem 5-stufiges Klassifikationsmodell zugeordnet, während bei der Einstufung des „chemischen Zustandes“ lediglich zwischen „gut“ und „nicht gut“ unterschieden wird. Zur Einordnung werden in der EG-WRRL die in Tabelle 2-1 genannten Beschreibungen für natürliche, nicht „erheblich veränderte“ Oberflächenwasserkörper angegeben.

Die Bewertung der jeweiligen biologischen Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“, „Fischfauna“ etc. erfolgt mit Hilfe eines sogenannten „ökologischen Qualitätsquotienten“ (Ecological Quality Ratio EQR), der aus dem gemessenen Beobachtungswert und dem Referenzwert dieser Komponente besteht (EC, 2003d). Nach EC (2005) ist hinsichtlich der Zustandsbewertung zu beachten, dass der schlechteste Wert für die biologischen Qualitätskomponenten (nicht für einzelne Parameter) die Einstufung in die ökologische Zustandsklasse bestimmt.

Die vor Verabschiedung der EG-WRRL vorhandenen biologischen Klassifizierungssysteme für oberirdische Gewässer entsprachen nur partiell den Anforderungen der Richtlinie. Der Entwicklung einer ökologischen Klassifizierung mit der Bewertung der aquatischen Flora und Fauna für Fließgewässer, Seen, Küsten- und Übergangsgewässer und deren Anwendung kommt somit eine entscheidende Bedeutung bei der Bestimmung der Gewässerzustände zu. Die nationalen Systeme sollen nachfolgend unter den Mitgliedsstaaten vereinheitlicht werden (Interkalibrierung), um eine unterschiedliche Definition der Gewässerzustände zu vermeiden (UBA, 2004).



- \* bei Binnengewässern
- \*\* bei Flüssen
- \*\*\* bei Binnen- und Übergangsgewässern
- \*\*\*\* bei Übergangs- und Küstengewässern
- \*\*\*\*\* bei Seen, Übergangs- und Küstengewässern

Abbildung 2-2: Qualitätskomponenten und Kriterien für die Zustandsbewertung eines Oberflächenwasserkörpers

Tabelle 2-1: Zustandsklassifikation nach der EG-WRRL für natürliche Oberflächengewässer

Ökologischer Zustand	Beurteilung	Chemischer Zustand	Beurteilung
Sehr gut (nahe oder gleich Referenzzustand)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• (Nahezu) Referenzzustand der Biologie</li> <li>• (Nahezu) geogene allgemeine physikalisch-chemische Parameter</li> <li>• (Nahezu) unbeeinflusste Hydromorphologie</li> <li>• Schadstoffkonzentrationen nahe Null (Hintergrundwerte)</li> </ul>	Gut	<ul style="list-style-type: none"> <li>• UQN für Schadstoffe des chemischen Zustandes eingehalten</li> </ul>
Gut	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zulässige (geringe) Abweichungen der Biologie vom Referenzzustand</li> <li>• Allg. physikalisch-chemische Parameter gewährleisten Funktionsfähigkeit des Ökosystems</li> <li>• UQN für spezifische Schadstoffe eingehalten</li> </ul>		
Mäßig	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mäßige Abweichungen der Biologie vom Referenzzustand und/oder UQN für spezifische Schadstoffe nicht eingehalten</li> </ul>	Nicht gut	<ul style="list-style-type: none"> <li>• UQN für Schadstoffe des chemischen Zustandes nicht eingehalten</li> </ul>
Unbefriedigend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stärkere Abweichungen der Biologie vom Referenzzustand</li> </ul>		
Schlecht	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erhebliche Abweichungen der Biologie vom Referenzzustand</li> </ul>		

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie unterscheidet drei unterschiedliche Gruppen von sogenannten stofflichen Qualitätskomponenten:

- Allgemeine physikalisch-chemische Parameter, die in der Klasse „guter ökologischer Zustand“ die Funktionsfähigkeit der typspezifischen Ökologie und die Einhaltung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleisten sollen
- EG-weit geregelte „prioritäre Stoffe“ sowie „nicht prioritäre Stoffe“, die ein erhebliches Risiko für die aquatische Umwelt darstellen und den „chemischen Zustand“ der Wasserkörper bestimmen
- Weitere spezifische synthetische und nichtsynthetische Schadstoffe zur Einstufung in den „ökologischen Zustand“ (IRMER, 2005)

Aufgrund der genannten Funktion der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter wird im Gegensatz zur vorherigen Praxis (LAWA, 1998) eine ebenfalls typspezifische Festlegung der zulässigen Bereiche und Werte angestrebt (EC, 2005).

Eine alle vier Jahre zu überprüfende Liste mit derzeit 33 „prioritären Stoffen“ wurde im Jahr 2001 verabschiedet und damit als Anhang X in die EG-WRRL übernommen. Je nach Gefährlichkeit der Stoffe muss in den Mitgliedsstaaten eine Reduzierung der Einträge oder eine schrittweise Einstellung von Emissionen bis zum Jahr 2021 („prioritäre gefährliche Stoffe“) erreicht

werden. Bei einer weiteren Gruppe von Stoffen „zur Überprüfung als prioritäre gefährliche Stoffe“ steht eine Entscheidung der Europäischen Kommission zur Einordnung noch aus (Tabelle 2-2).

Tabelle 2-2: Prioritäre Stoffe der EG-WRRL und deren Umweltqualitätsnormen für Binnenoberflächengewässer (2006/0129, COD)

Prioritäre gefährliche Stoffe (UQN bis 2020)	UQN (jährl. Durchschnitt) [ $\mu\text{g/l}$ ]	UQN (zul. Max.-wert) [ $\mu\text{g/l}$ ]	Zu überprüfende prioritäre Stoffe	UQN (jährl. Durchschnitt) [ $\mu\text{g/l}$ ]	UQN (zul. Max.-wert) [ $\mu\text{g/l}$ ]	Prioritäre Stoffe (nicht prioritär gefährlich)	UQN (jährl. Durchschnitt) [ $\mu\text{g/l}$ ]	UQN (zul. Max.-wert) [ $\mu\text{g/l}$ ]
Bromierte Diphenylether (Pentabromdiphenylether)	0,0005	k.A.	Anthracen	0,1	0,4	Alachlor	0,3	0,7
Cadmium u. -verbindungen	$\leq 0,08^{1,2}$ 0,09 <sup>3</sup> 0,15 <sup>4</sup> 0,25 <sup>5</sup>	$\leq 0,45^{1,2}$ 0,6 <sup>3</sup> 0,9 <sup>4</sup> 1,5 <sup>5</sup>	Atrazin	0,6	2,0	Benzol	10	50
Chloralkane C <sub>10-13</sub>	0,4	1,4	Blei u. -verbindungen	7,2	k.A.	Chlorfenvinphos	0,1	0,3
Hexachlorbenzol	0,01	0,05	Chlorpyrifos	0,03	0,1	1,2-Dichlorethan	10	k.A.
Hexachlorbutadien	0,1	0,6	Diethylhexylphthalat	1,3	k.A.	Dichlormethan	20	k.A.
Hexachlorcyclohexan	0,02	0,04	Diuron	0,2	1,8	Fluoranthen	0,1	1,0
Quecksilber	0,05	0,07	Endosulfan	0,005	0,01	Nickel u. -verbindg.	20	k.A.
Nonylphenole	0,3	2,0	Isoproturon	0,3	1,0	Trichlormethan	2,5	k.A.
Pentachlorbenzol	0,007	k.A.	Naphthalin	2,4	k.A.			
PAK: Benzo(a)pyren	0,05	0,1	Octylphenole	0,1	k.A.			
Benzo(b,k)fluoranthen	$\Sigma$ 0,03	k.A.	Pentachlorphenol	0,4	1,0			
Benzo(ghi)perilen und Indeno(1,2,3-cd)pyren	$\Sigma$ 0,002	k.A.	Simazin	1,0	4,0			
			Trichlorbenzole	0,4	k.A.			
			Trifluralin	0,03	k.A.			
Tributylzinnverbindungen	0,0002	0,0015						

1 Wasserhärteklasse 1: <40 mg CaCO<sub>3</sub>/l

2 Wasserhärteklasse 2: 40 bis <50 mg CaCO<sub>3</sub>/l

3 Wasserhärteklasse 3: 50 bis <100 mg CaCO<sub>3</sub>/l

4 Wasserhärteklasse 4: 100 bis <200 mg CaCO<sub>3</sub>/l

5 Wasserhärteklasse 5:  $\geq 200$  mg CaCO<sub>3</sub>/l

Um einen Wasserkörper in die Kategorie „sehr guter Zustand“ einzuordnen, werden neben den genannten biologischen und stofflichen auch die hydromorphologischen (mengenmäßigen und strukturellen) Qualitätskomponenten berücksichtigt. Für den „guten Zustand“ müssen die hydromorphologischen Qualitätskomponenten Bedingungen aufweisen, die diese Einordnung anhand der biologischen Klassifizierung gewährleistet (EC, 2005), d.h. sie werden nur indirekt in die Bewertung einbezogen.

Nach Art. 4 Abs. 3 EG-WRRL besteht die Möglichkeit, einzelne Wasserkörper als „künstlich“ oder „erheblich verändert“ einzustufen, wenn sie „von Menschenhand geschaffen [wurden]“ (z.B. Schifffahrtskanäle, Tagebaurestseen oder Baggerseen) oder „durch den Menschen in ihrem Wesen erheblich verändert [wurden]“ (z.B. Talsperren).

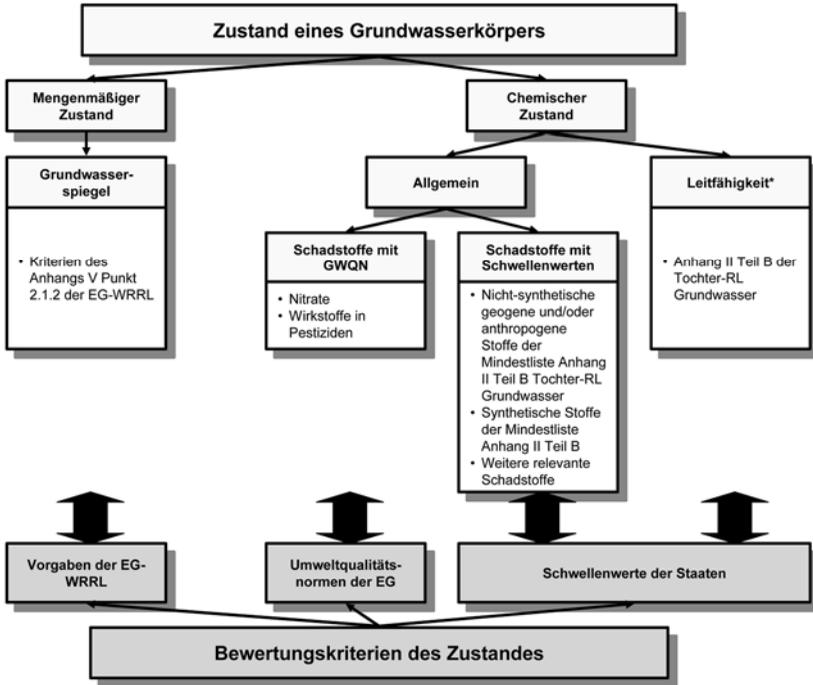
„Erheblich veränderte“ Wasserkörper sind dann auszuweisen, wenn in einem Gewässer der „gute ökologische Zustand“ durch die hydromorphologische Beeinträchtigung, welche die derzeitige Nutzung verursacht, nicht erreicht werden kann bzw. dieses Erreichen signifikante negative Auswirkungen auf eine sozioökonomisch wichtige Nutzung hätte und auch keine Alternativen vorhanden sind. Als diesbezügliche Wassernutzungen nennt die Richtlinie nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen, wie bspw. Trinkwassergewinnung, Stromerzeugung, Bewässerung, Freizeitnutzung, Wasserregulierung, Schifffahrt und Hochwasserschutz (2000/60/EG).

Bei einer Einstufung als „erheblich verändert“ oder „künstlich“ ist für den konkreten Wasserkörper das „gute ökologische Potenzial“ festzusetzen, welches in diesem mindestens anzustreben ist. Abweichend von den natürlichen Gewässern entspricht der Referenzzustand dem „höchsten ökologischen Potenzial“ bzw. dem bestmöglichen Zustand, der nach Durchführung aller praktikablen Maßnahmen erreichbar wäre. Das „ökologische Potenzial“ bezieht sich nur auf die biologischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten; hinsichtlich der stofflichen Beeinträchtigungen gelten für „erheblich veränderte“ und künstliche Wasserkörper die gleichen Maßstäbe wie für natürliche Gewässer.

### 2.2.1 Grundwasser

Die Zustandsbewertung für Grundwasserkörper setzt sich aus der Beurteilung für den „chemischen“ sowie den „mengenmäßigen Zustand“ zusammen. Das Umweltziel „guter Zustand“ entspricht dem Erreichen eines „guten chemischen und mengenmäßigen Zustandes“. Nach der EG-WRRL werden die in Abbildung 2-3 dargestellten Qualitätskomponenten berücksichtigt. Bei der

Zustandsbewertung wird, im Gegensatz zu den Oberflächengewässern, lediglich zwischen „gut“ und „schlecht“ unterschieden (Tabelle 2-3).



\* Für anthropogen beeinflusste Salzkonzentrationen können die EU-Mitgliedsstaaten entweder Schwellenwerte für die Leitfähigkeit oder für Chlorid und Sulfat (Nicht-synthetische Schadstoffe der Mindestliste) festlegen.

Abbildung 2-3: Qualitätskomponenten und Kriterien für die Zustandsbewertung eines Grundwasserkörpers (nach 2006/118/EG und 2000/60/EG)

Während für den „mengenmäßigen Zustand“ in der EG-Wasserrahmenrichtlinie selbst bereits abschließende Regelungen enthalten sind (UBA, 2004), wurde zur Konkretisierung des „chemischen Zustandes“ gemäß Art. 17 EG-WRRL im Dezember 2006 die „Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung (Tochtrichtlinie Grundwasser)“ verabschiedet.

Zur Beurteilung des „chemischen Zustandes“ eines Grundwasserkörpers oder eine Gruppe von Grundwasserkörpern sollen die Mitgliedsstaaten die folgenden Kriterien heranziehen:

- Grundwasserqualitätsnormen (GWQN) für Nitrat von 50 mg/l und Wirkstoffe in Pestiziden von 0,1 µg/l einzeln bzw. 0,5 µg/l insgesamt
- Schwellenwerte für Arsen, Cadmium, Blei, Quecksilber, Ammonium, Chlorid, Sulfat (nicht-synthetische Stoffe), Trichlorethylen, Tetrachlorethylen (synthetische Stoffe), ggf. die Leitfähigkeit sowie weitere Schadstoffe auf Ebene eines Grundwasserkörpers, einer Grundwasserkörpergruppe, auf nationaler Ebene oder auf FGE-Ebene (2006/118/EG)

Bei Verfehlen der Qualitätsziele für in Verbindung stehende Oberflächenwasserkörper oder bei signifikanter Schädigung der Landökosysteme sind strengere Schwellenwerte festzulegen. Es ist jedoch möglich, eine erlaubte Schadstoffkonzentration an einer oder mehreren Überwachungsstellen zu überschreiten, wenn eine geeignete Untersuchung bestätigt, dass der betreffende Wert für die Umwelt und den Menschen unschädlich ist, das Grundwasser hinreichend geschützt und beobachtet wird sowie alle sonstigen Ziele für den „guten chemischen Zustand“ (s. Tabelle 2-3) im Grundwasserkörper eingehalten sind (2006/118/EG).

Die EG-WRRL verlangt, dass jede wesentliche und länger andauernde Zunahme des Schadstoffgehaltes ermittelt und umgekehrt wird (Trendumkehr; UBA, 2004). Als „Ausgangspunkt für die Identifikation von Trends“ wird der gemessene Durchschnittswert für den Grundwasserkörper aus den ersten beiden Jahren des Überwachungsprogramms bezeichnet. Durchführungsmaßnahmen werden erforderlich, wenn die Konzentration des Schadstoffes 75 % der festgelegten Grundwasserqualitätsnormen (GWQN) oder der Schwellenwerte für Grundwasserschadstoffe erreicht (2006/118/EG).

Zur Verhinderung oder Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen werden zudem Vermeidungsmaßnahmen an der Quelle notwendig. Dazu zählen vor allem das Verbot der direkten Einleitung von Schadstoffen, die beste Umweltpaxis bei diffusen Quellen (KESSLER, 2004) und das Verbot der Einleitung von gefährlichen Stoffen aus punktuellen und diffusen Einträgen (2006/118/EG). Diese Maßnahmen gelten nach Art. 4 Abs. 1b EG-WRRL nicht nur für Grundwasserkörper, sondern für das gesamte Grundwasser.

Tabelle 2-3: Zustandsklassifikation der EG-WRRL für Grundwasserkörper

Chemischer Zustand	Beurteilung	Mengenmäßiger Zustand	Beurteilung
Gut	<ul style="list-style-type: none"> <li>Keine Salz- oder andere Intrusionen (bei Änderung der Leitfähigkeit)</li> <li>UQN und Schwellenwerte geltender Rechtsvorschriften eingehalten und für Umwelt und Menschen unschädlich</li> <li>Keine Gefährdung oder Verfehlen der ökologischen oder chemischen Qualitätsziele für in Verbindung stehende Oberflächengewässer oder keine signifikante Schädigung der Landökosysteme infolge hoher Schadstoffkonzentrationen</li> </ul>	Gut	<ul style="list-style-type: none"> <li>Verfügbare Grundwasserressource <math>\geq</math> langfristige mittlere jährliche Entnahme und somit: <ul style="list-style-type: none"> <li>Kein Verfehlen der ökologischen Qualitätsziele für in Verbindung stehende Oberflächengewässer durch anthropogene Veränderungen des GW-Spiegels</li> <li>Keine Schädigung von Landökosystemen durch anthropogene Veränderungen des GW-Spiegels</li> <li>Kein Zustrom von Salzwasser oder sonstige Zuströme durch Änderungen der Strömungsrichtung</li> </ul> </li> </ul>
Schlecht	<ul style="list-style-type: none"> <li>Verfehlen eines Kriteriums oder</li> <li>Risiken für die Trinkwasserversorgung im Einzugsgebiet von Trinkwassergewinnungsanlagen oder</li> <li>Signifikante Einschränkung anderer Nutzungsmöglichkeiten des Grundwassers</li> </ul>	Schlecht	<ul style="list-style-type: none"> <li>Verfehlen des Kriteriums</li> </ul>

## 2.2.2 Umsetzungsschritte und Fristen

Die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie geschieht in Teilschritten, für die jeweils bestimmte Fristen vorgegeben sind. Die Regelungen bedienen sich dabei der folgenden Instrumente:

- Bestandsaufnahme
- Überwachungsprogramme
- Bewirtschaftungspläne
- Maßnahmenprogramme

Nach der Umsetzung der Richtlinie in nationales Recht bzw. dem Erlass von Rechts- und Verwaltungsvorschriften und der Benennung der zuständigen Behörden (Art. 24 und Art. 3) bildete die sogenannte Bestandsaufnahme der Gewässer nach Art. 5 EG-WRRL den ersten fachlichen Schritt. Diese Erstbeschreibung sowie alle folgenden Bestandsaufnahmen müssen eine Analyse der Merkmale der Flussgebietseinheiten und Überprüfung der Auswirkungen

menschlicher Tätigkeiten, eine Ermittlung der wirtschaftlichen Bedeutung sämtlicher Aktivitäten „mit signifikanten Auswirkungen auf den Gewässerzustand“ („Wassernutzungen“) sowie die Erstellung eines Verzeichnisses der Schutzgebiete beinhalten. Basis der Betrachtung sind die festgelegten Wasserkörper, für die alle signifikanten Belastungen dargestellt und bewertet werden sollen (2000/60/EG).

Auf Grundlage dieser systematisierten Datenbasis ist abzuschätzen, ob für den jeweiligen Wasserkörper eine realistische Chance besteht, die vorgegebenen Umweltziele bis 2015, 2021 oder 2027 zu erreichen. Für Gewässer mit wahrscheinlicher Zielerreichung des „guten Zustandes“ ist lediglich sicherzustellen, dass sich ihr Zustand nicht verschlechtert. Alle anderen Gewässer müssen im Rahmen der Überwachung (Monitoring) genauer untersucht werden.

Die nach Art. 8 geforderte Überwachung gliedert sich in drei verschiedene Arten, welche in den Überwachungsprogrammen (Monitoringprogrammen) zu berücksichtigen sind:

- Überblicksweise Überwachung,
- Operative Überwachung,
- Überwachung zu Ermittlungszwecken (2000/60/EG)

Mit der überblicksweisen Überwachung soll der Zustand eines Einzugsgebietes oder Teileinzugsgebietes vor dem Hintergrund langfristiger natürlicher Veränderung und anthropogener Einflüsse untersucht werden. Weitere wichtige Aufgaben sind die Validierung und Ergänzung der Datenerhebung aus der Bestandsaufnahme sowie ein Erkenntnisgewinn für die Gestaltung zukünftiger Monitoringprogramme.

Die operative Überwachung betrifft nur diejenigen Gewässer bzw. Wasserkörper, in denen gemäß Bestandsaufnahme der „gute Zustand“ wahrscheinlich nicht erreicht wird. Durch die Überwachung soll der tatsächliche Zustand des Wasserkörpers ermittelt und später die Wirkung umgesetzter Maßnahmen verifiziert werden. Die Überwachung zu Ermittlungszwecken beinhaltet Sonderuntersuchungen, falls die Herkunft von Belastungen nicht genau lokalisiert werden kann (UBA, 2004).

Für die zu überwachenden Parameter sind Mindestmessfrequenzen in der EG-WRRL angegeben.

Gemäß Art. 11 EG-WRRL hat jeder Mitgliedsstaat dafür zu sorgen, dass für alle Flussgebietseinheiten oder für den in sein Hoheitsgebiet fallenden Teil einer internationalen Flussgebietseinheit ein Maßnahmenprogramm festgelegt

wird. Diese Maßnahmenprogramme stellen das direkte Handlungsinstrument zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele dar und sollen sogenannte „grundlegende“ und „ergänzende Maßnahmen“ enthalten, die Tabelle 2-4 entnommen werden können.

Tabelle 2-4: Definition „grundlegender“ und „ergänzender Maßnahmen“ der EG-WRRL (2000/60/EG)

„Grundlegende Maßnahmen“	„Ergänzende Maßnahmen“
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Umsetzung bestehender EG-Gewässerschutzvorschriften und der Tochterrichtlinien der EG-WRRL (s. Abbildung 2-1)</li> <li>• Schrittweise Verringerung der Verschmutzung von Oberflächengewässern durch prioritäre und weitere Stoffe, welche die Erreichung der Ziele der EG-WRRL verhindern würden</li> <li>• Verhinderung der Freisetzung signifikanter Mengen an Schadstoffen aus technischen Anlagen und Vorbeugung unerwarteter Verschmutzungen, wie etwa bei Überschwemmungen</li> <li>• Schutz der Wasserqualität und -quantität bei Gewässern zur Trinkwassergewinnung</li> <li>• Begrenzungen von hydromorphologischen Belastungen</li> <li>• Entnahmebegrenzungen von Oberflächensüß- und Grundwasser und Begrenzung der Aufstauung von Oberflächensüßwasser</li> <li>• Begrenzungen von künstlichen Anreicherungen oder Auffüllungen von Grundwasserkörpern und Verbot einer direkten Einleitung von Schadstoffen in das Grundwasser</li> <li>• Verbot oder Emissionsbegrenzungen für Schadstoffe aus Punktquellen und diffusen Quellen</li> <li>• Kostendeckung der Wasserdienstleistungen und Förderung einer effizienten Wassernutzung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rechtsinstrumente und administrative Instrumente, wirtschaftliche oder steuerliche Instrumente</li> <li>• Aushandlung von Umweltübereinkommen</li> <li>• Emissions- und Entnahmebegrenzungen</li> <li>• Verhaltenskodizes für die gute Praxis</li> <li>• Neuschaffung und Wiederherstellung von Feuchtgebieten</li> <li>• Maßnahmen zur Begrenzung der Nachfrage sowie zur Verbesserung der Effizienz und zur Förderung der Wiederverwendung</li> <li>• Bauvorhaben, Entsalzungsanlagen und Sanierungsvorhaben</li> <li>• Künstliche Anreicherung von Grundwasserleitern</li> <li>• Fortbildungsmaßnahmen, Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsvorhaben</li> <li>• Andere relevante Maßnahmen</li> </ul>

„Grundlegende Maßnahmen“ sind im Sinne der EG-WRRL die zu erfüllenden Mindestmaßnahmen. Unabhängig von dem Ziel der EG-WRRL, einen „guten Zustand“ zu erreichen, ist in jedem Fall zu gewährleisten, dass nach Art. 4 Abs. 9 EG-WRRL zumindest das gleiche Schutzniveau erreicht wird, das in sonstigen bestehenden gemeinschaftlichen Rechtsvorschriften gefordert wird (Mindestschutzniveau). Das heißt, für „grundlegende“ Maßnahmen können keine Ausnahmetatbestände in Anspruch genommen werden, sofern diese nicht in den betreffenden Richtlinien selbst enthalten sind. „Ergänzende Maßnahmen“ sind dann zu ergreifen, wenn die „grundlegenden Maßnahmen“ nicht zur Erlangung des „guten Gewässerzustandes“ ausreichen.

Nach Art. 11 EG-WRRL können sich die Mitgliedsstaaten zur Identifizierung von Maßnahmen auf nationale Rechtsvorschriften stützen.

Eine Dokumentation des wasserwirtschaftlichen Geschehens in den Flussgebietseinheiten soll durch umfassende Bewirtschaftungspläne erfolgen, die als zentrale Instrumente der EG-WRRL bezeichnet werden können. Die Pläne sollen vor allem Zusammenfassungen der im Monitoring verifizierten Bestandsaufnahme, der wirtschaftlichen Analyse und des Maßnahmenprogramms sowie eine Kartierung der Schutzgebiete, eine Liste der Umweltziele und Ausnahmetatbestände als auch Angaben zur Öffentlichkeitsbeteiligung in der Flussgebietseinheit enthalten (2000/60/EG).

Die sich aus der EG-WRRL und der Tochtterrichtlinie Grundwasser ergebenden Umsetzungsfristen für die Teilschritte bis 2027 können Abbildung 2-4 entnommen werden.

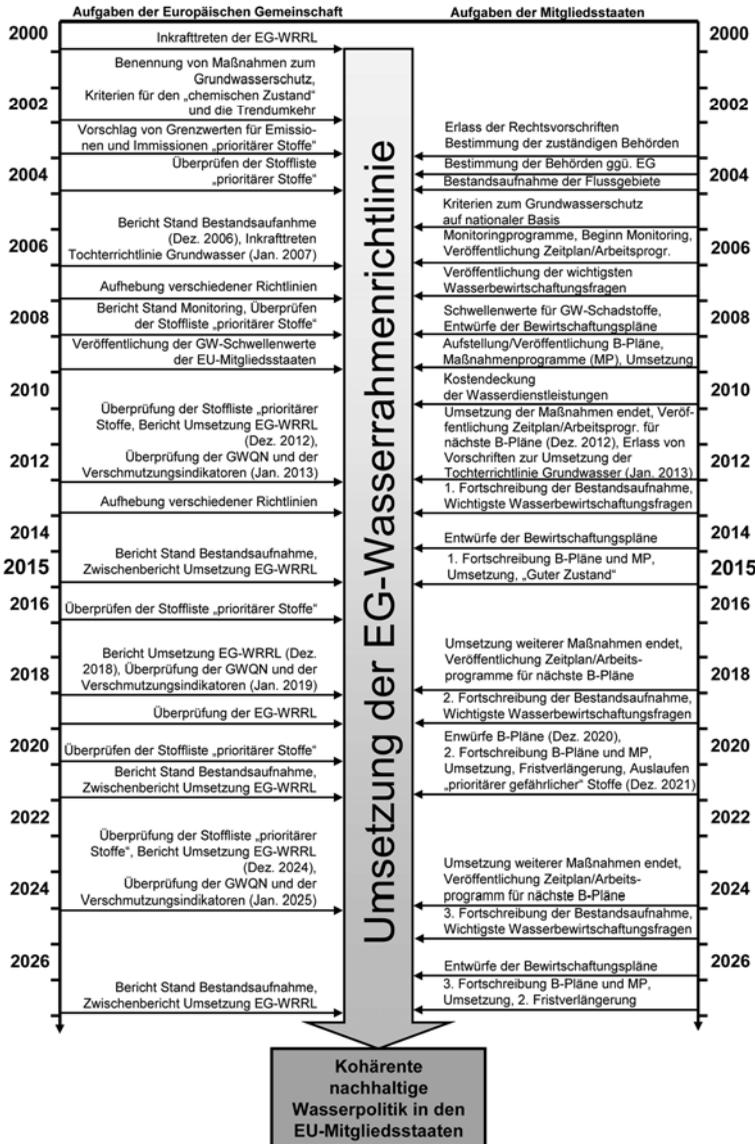


Abbildung 2-4: Umsetzungsfristen der EG-Wasserrahmenrichtlinie bis 2027

### 2.2.3 Ökonomisches Prinzip

Neben den genannten ökologiebetreffenden Regelungen kommt ökonomischen Aspekten eine entscheidende Bedeutung in der EG-Wasserrahmenrichtlinie zu. Ziel ihrer Anwendung ist die Durchsetzung eines Verursacherprinzips und der effiziente Einsatz der knappen Wasserressourcen (KESSLER, 2004).

Gemäß Art. 5, Art. 9 und Anhang III EG-WRRL ist für jede Flussgebiets-einheit oder für den Teil eines Mitgliedsstaates, eine wirtschaftliche Analyse durchzuführen. Im Mittelpunkt der wirtschaftlichen Analyse stehen nach WATECO (2002) folgende Aufgaben:

- Ermittlung der wirtschaftlichen Bedeutung der Wassernutzungen
- Erstellung eines Referenzszenarios bzgl. Wasserangebot, Wassernachfrage, Investitionen und Entwicklung der Wassernutzungen für das Jahr 2015 („Baseline-Szenario“)
- Kostendeckung aller Dienstleistungen, die Grund- oder Oberflächenwasser entnehmen, aufstauen, speichern, behandeln oder verteilen bzw. Abwasser sammeln, behandeln und anschließend in Oberflächengewässer einleiten („Wasserdienstleistungen“)
- Ermittlung der kosteneffektivsten („most cost-effective“ nach 2000/60/EC) Maßnahmenkombinationen unter Berücksichtigung der möglichen Ausnahmetatbestände (Art. 4 EG-WRRL, s. Kapitel 2.2.1)

Die einzelnen Elemente der wirtschaftlichen Analyse müssen im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL in den politischen Entscheidungs- und Bewirtschaftungszyklus integriert (Abbildung 2-5) und somit in mehreren Schritten durchgeführt werden.

Die Analyse der wirtschaftlichen Bedeutungen von Wassernutzungen ist auf einer volkswirtschaftlichen Ebene durchzuführen und beruht auf der Erhebung und Verknüpfung statistischer Daten. Hierbei sind sozioökonomische Merkmale der Wassernutzer sowie Kosten und Erträge der Wasserdienstleistungen mit den Anteilen der Kostendeckung aus Gebühren und sonstigen Erträgen zu berücksichtigen (MICHEL ET AL., 2005).

Als Grundlage für die Ableitung von Maßnahmen einschließlich (einer Erreichung) der Kostendeckung von Wasserdienstleistungen ist ein sogenanntes „Baseline-Szenario“ für das Jahr 2015 zu erstellen. Dieses Bezugsszenario soll die relevanten sozioökonomischen Entwicklungen in der Flussgebietseinheit, basierend auf Trends, Vorhersagen menschlicher Aktivitäten, der Umset-

zung rechtlicher Vorgaben und natürlichen Veränderungen prognostizieren (EC, 2003B; WATECO, 2002).

Die Kostendeckung der Wasserdienstleistungen muss nach EG-WRRL durch die EU-Mitgliedsstaaten unter Zugrundelegung des Verursacherprinzips einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten erreicht werden. Dieser Grundsatz beinhaltet, dass sowohl „die verschiedenen Wassernutzungen [...] einen angemessenen Beitrag leisten zur Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen“, als auch umweltökonomische Schadens- und Allokationsansätze zu berücksichtigen sind (2000/60/EG).

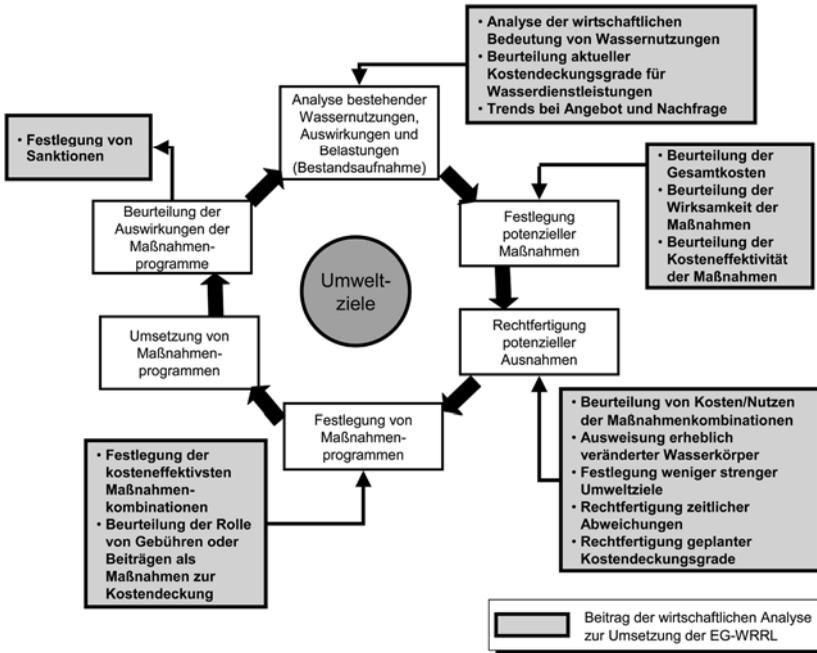


Abbildung 2-5: Verknüpfung und Integration wirtschaftlicher Elemente der EG-WRRL (nach WATECO, 2002)

Nach WATECO (2002) werden Umweltkosten definiert als „aus der Wassernutzung entstehende Schadenskosten für Umwelt, Ökosysteme und Personen“. Ressourcenkosten sind nach dem gleichen Leitfaden Kosten, die aus einer Übernutzung des Wassers für „entgangene Möglichkeiten“ entstehen. Eine im September 2003 zur Präzisierung dieser Begriffe gegründete europäische Unterarbeitsgruppe (die Drafting Group DG Eco 2; GÖRLACH ET INTER-

WIES, 2004) beschreibt jedoch Ressourcenkosten abweichend als Opportunitätskosten, die dann entstehen, wenn eine alternative Wassernutzung einen höheren volkswirtschaftlichen Wert besitzt als die gegenwärtige oder die zukünftig vorgesehene. Zur Monetarisierung der Umwelt- und Ressourcenkosten (URK) sollen verschiedene Bewertungsmethoden der umweltökonomischen Praxis angewandt werden (DG ECO 2, 2004).

Umwelt- und Ressourcenkosten sind ebenfalls relevant für die Rechtfertigung von Ausnahmetatbeständen bei der Festlegung der Maßnahmen (GÖRLACH ET INTERWIES, 2004). Für die Beurteilung einer Unverhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten mit dem Ziel „weniger strenge Umweltziele“ oder Fristverlängerungen zu beanspruchen, ist der ökonomische Nutzen der Maßnahme zu quantifizieren, der sich auch aus einer Verringerung der Umweltkosten ergibt. Bei der Identifizierung der kosteneffektivsten Maßnahmenkombinationen auf Grundlage der Maßnahmenkosten und nicht-monetären Wirksamkeiten sind Umweltkosten jedoch nicht von Bedeutung, da die Umweltziele nicht in Frage gestellt werden bzw. monetär begründet werden müssen (LONDONG ET AL., 2006).

## **2.3 Umsetzung der EG-WRRL in Deutschland**

### **2.3.1 Rechtliche Auswirkungen**

Zur Implementierung der EG-WRRL musste das deutsche Wasserrecht umgestaltet werden, d.h. es wurden das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) im Jahr 2002 und die Landeswassergesetze geändert sowie zahlreiche Landesverordnungen erlassen. Um eine einheitliche Umsetzung der EG-WRRL in Deutschland zu erreichen, erstellte die LAWA im Jahr 2003 eine Musterverordnung (LAWA, 2003A), in der als grundsätzliche belastbare Weiterentwicklung die Spezifizierung der Schadstoffe sowie deren Umweltqualitätsnormen (UQN) zu nennen ist.

Für die Schadstoffe zur Einstufung des „ökologischen Zustandes“ wurden dabei die Synergien mit den im Jahr 2000 erarbeiteten Qualitätszielen aus den Länderverordnungen zur Umsetzung der auslaufenden Gewässerschutz-Richtlinie 76/464/EWG genutzt. Die Qualitätsziele wurden für 99 Einzelstoffe der Liste I dieser Richtlinie ausgewiesen, von denen fünf zur Einstufung des „chemischen Zustandes“ als „prioritäre Stoffe“ verwendet werden. Zusätzlich wurden neue Qualitätsziele für acht weitere Stoffe der Liste I sowie 15 weitere Stoffe der Liste II angegeben, sodass in Deutschland zur Bewertung des „ökologischen Zustandes“ bei Einleitung in signifikanten Mengen 117 num-

merierte Einzelstoffe heranzuziehen sind. Die Vorgaben müssen mit den mittleren Jahreswerten auf Einhaltung geprüft werden (IRMER, 2005).

Aufbauend auf den Grundlagen der Musterverordnung erarbeitete die LAWA eine rechtlich nicht verbindliche Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie mit konkreteren Vorgaben (LAWA, 2003B), die sich an den CIS Guidance-Dokumenten der EG orientieren. Die Ausführungen beinhalten im Wesentlichen Anleitungen zu den Vorarbeiten der Länder und Hinweise zur Berichterstattung an die Europäische Kommission.

### 2.3.2 Erstmalige Bestandsaufnahme der Gewässer

Vor allem die flächendeckende, für die Bundesrepublik Deutschland in dieser Form neuartige Flussgebietsbewirtschaftung stellt eine weitreichende Veränderung zur vorherigen Praxis dar. Das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland wurde zehn Flussgebietseinheiten (FGE) zugewiesen: Donau, Rhein, Maas, Ems, Weser, Oder, Elbe, Eider, Warnow/Peene und Schlei/Trave.

Als erster Schritt des Planungsprozesses der EG-WRRRL wurde die erste Bestandsaufnahme Ende des Jahres 2004 abgeschlossen und die Ergebnisse konnten Anfang 2005 an die Europäische Kommission übergeben werden. Eine Zusammenfassung der für diese Bestandsaufnahme relevanten Vorgaben der LAWA-Arbeitshilfe findet sich bei BORCHARDT ET AL. (2005). In Tabelle A-1 im Anhang sind die grundlegenden Empfehlungen bzw. Kriterien der LAWA in Bezug auf die Bestandsaufnahme aufgeführt.

Zentrales Element der durchzuführenden Analysen war nach BORCHARDT ET AL. (2005) die Beurteilung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten mit der Approximation der Zielerreichung von Wasserkörpern. Abbildung 2-6 stellt die Methodik zur integralen Gefährdungsabschätzung für Oberflächengewässer dar.

Gepägt war die Gewässerbewertung durch den Versuch, noch bestehende Wissens- respektive Datendefizite im Hinblick auf die Umsetzung der EG-WRRRL mit vorhandenen nationalen Systemen auszugleichen. Diese Problematik beruhte auf den nachfolgenden Ursachen:

- Fehlende Klassifikationssysteme zur umfassenden biologischen Zustandsbewertung
- Fehlende quantifizierte Abhängigkeit der Biologie einzelner Gewässertypen von physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Parametern sowie dem Grundwasser

- Fehlende genaue Abgrenzungen der Gewässerzustandsklassen (wasserwirtschaftlich bedeutend vor allem zwischen „gut“ und „mäßig“; UBA, 2004)
- Fehlende genaue Definition des „ökologischen Potenzials“ für „erheblich veränderte“ Wasserkörper
- Fehlende Umweltqualitätsnormen oder Schwellenwerte für den „chemischen Grundwasserzustand“ (2006/118/EG)

Den genannten Defiziten wurde wie folgt begegnet:

- Nahezu Gleichstellung biologischer, physikalisch-chemischer, chemischer und hydromorphologischer Qualitätskomponenten für Oberflächengewässer und Anwendung einer dreistufigen integralen Einteilung der Abschätzung einer Zielerreichung
- Abschätzung der Biologie und der Hydromorphologie sowie Beurteilung der physikalisch-chemischen Parameter und der Schadstoffe über bereits bekannte Parameter für alle Oberflächenwasserkörper
- Abschätzung des Grundwasserzustandes über Nutzungen, Flächenanteile und Konzentrationen

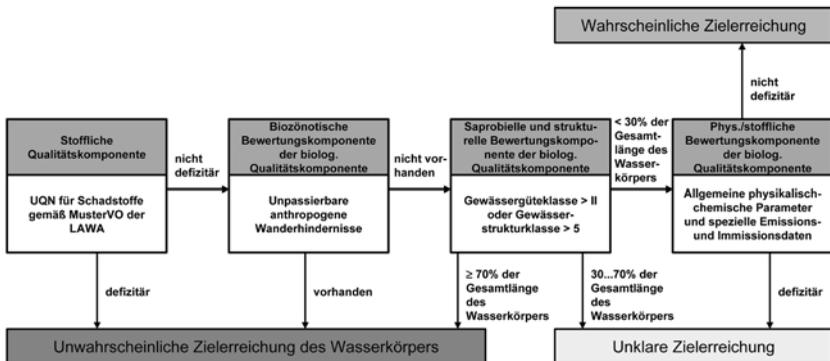


Abbildung 2-6: Methodik zur Abschätzung der Zielerreichung von Oberflächenwasserkörpern (eigene Darstellung nach LAWA, 2003B)

Die Analysen der FGE-Merkmale, der Belastungen und deren Auswirkungen (Emissions- und Immissionsuntersuchungen mit Abschätzung der Zielerreichung) wurden in der Bundesrepublik Deutschland allerdings zu einem großen Teil nach länderspezifischen Regelungen durchgeführt und nicht nach der o.g. Arbeitshilfe. Dokumentiert sind die unterschiedlichen Vorgehensweisen im Handout des Workshops Bonn III (LAWA, 2004) sowie in zwei ver-

schiedenen wissenschaftlichen Studien (BORCHARDT ET AL., 2005; LONDONG ET KAUB, 2007).

Seitens der Länder werden die verschiedenen Abweichungen bei der Bestandsaufnahme begründet durch landesspezifische Besonderheiten, wie Naturraum, Gewässernutzung, aber auch durch die vorhandene Datenlage (LAWA, 2004A). Die Ergebnisse der einzelnen Bundesländer sind aufgrund dieser unterschiedlichen Umsetzung jedoch kaum miteinander vergleich- und aggregierbar (BMU, 2005).

Die Bestandsaufnahme der deutschen Gewässer kam unter Beachtung der oben genannten Vorbehalte zu folgenden Ergebnissen:

- Etwa 14 % der bewerteten Oberflächenwasserkörper erreichen die Umweltziele wahrscheinlich, für etwa 26 % der bewerteten Oberflächenwasserkörper besteht Unsicherheit und für etwa 60 % der bewerteten Oberflächenwasserkörper wurde eine „unwahrscheinliche Zielerreichung“ ohne weitere Maßnahmen ausgewiesen
- Etwa 47 % der bewerteten Grundwasserkörper erreichen die Umweltziele wahrscheinlich und etwa 53 % der bewerteten Grundwasserkörper verfehlen die Umweltziele ohne weitere Maßnahmen („Zielerreichung unwahrscheinlich“)
- Etwa 23 % bzw. 14% der Oberflächenwasserkörper wurden bisher als „erheblich verändert“ bzw. „künstlich“ eingestuft (BMU, 2005)

Beeinträchtigungen der Gewässerstrukturen und Querbauwerke waren die häufigste Ursache dafür, dass für viele Oberflächengewässer eine „unwahrscheinliche Zielerreichung“ konstatiert wurde. Von Bedeutung waren ebenfalls Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen, vorrangig aus der Landwirtschaft, gefolgt von anderen stofflichen Belastungen, bspw. aus Kläranlagen oder der Niederschlagsentwässerung. Als weitere häufige Gründe für ein Verfehlen der „wahrscheinlichen Zielerreichung“ sind Schadstoffeinleitungen mit einer Relevanz für die Einstufung in den „ökologischen“ und „chemischen Zustand“ zu nennen (BMU, 2005).

Trotz bedeutender Wasserentnahmen des Grundwassers ist der „mengenmäßige Zustand“ wahrscheinlich insgesamt nur selten beeinträchtigt. Nur etwa 5 % der Grundwasserkörper in Deutschland wurden mit „unwahrscheinlicher Zielerreichung“ bewertet. Der „chemische Zustand“ des Grundwassers ist laut Bestandsaufnahme in 52% der Wasserkörper gefährdet, wobei Nitrat-einträge aus landwirtschaftlicher Nutzung die Hauptursache darstellen (BMU, 2005).

Die Ausweisung „erheblich veränderter“ Wasserkörper erfolgte im Rahmen der Bestandsaufnahme zunächst vorläufig und soll erst nach einer abgeschlossenen wirtschaftlichen Analyse mit Prüfung auf alternative Nutzungen bis Ende des Jahres 2009 abschließend festgelegt werden.

Eine noch sehr große Unsicherheit bestand im Hinblick auf die Erfüllung ökonomischer Grundsätze der Richtlinie. Für die Ermittlung der Kostendeckungsgrade der Wasserdienstleistungen konnten zunächst nur die betrieblichen Kosten berücksichtigt werden, da Umwelt- und Ressourcenkosten bislang nicht quantifiziert werden konnten. In BMU (2005) wird auf Wasserentnahmeentgelte, Abwasserabgaben sowie Vorsorge- und Ausgleichsmaßnahmen als internalisierte URK verwiesen. Als wirtschaftlich bedeutsamste Wassernutzungen werden produzierendes Gewerbe, der Dienstleistungssektor und die Landwirtschaft genannt.

### 2.3.3 Überwachungsprogramme und Zustandsklassifizierung

Hauptziel der Überwachung ist eine Verringerung der Datenlücken der Bestandsaufnahme, um für jeden Wasserkörper eine validierte Grundlage zur Beurteilung seines Zustandes und zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen schaffen zu können (LAWA, 2005A).

Analog zur Bestandsaufnahme erarbeitete die LAWA als Arbeitshilfe für die Wasserwirtschaftsverwaltung der Länder eine Empfehlung zur Aufstellung von Überwachungsprogrammen und zur Bewertung des Zustandes von Oberflächengewässern. Diese sogenannte Rahmenkonzeption wurde in mehrere Dokumente gegliedert (LAWA, 2005A; LAWA, 2006A; LAWA, 2006B). Die Vorgaben bauen inhaltlich auf den EG-Leitlinien zur gemeinsamen Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (u.a. EC, 2003C) auf. Die Beschreibungen sind vor allem für die Bewertung des „ökologischen Zustandes“ entscheidend, da gewässertypspezifische Referenzbedingungen und Zustandsklassen zusammengefasst beschrieben und die in Deutschland anzuwendenden Untersuchungsverfahren definiert werden.

Insgesamt wurden für die Bundesrepublik Deutschland nach dem System B der EG-WRRL 25 Fließgewässertypen, 14 Seentypen, 1 Typ für Übergangsgewässer und 9 Typen für die Küstengewässer der Nord- und Ostsee ausgewiesen (Stand: März 2007; POTTGIESSER ET SOMMERHÄUSER, 2006). Bei der Fischfauna ist gemäß LAWA (2006A) eine zusätzliche lokale Differenzierung der Referenzen notwendig. Die Auswahl der Referenzgewässer und somit des Referenzzustandes erfolgt bundeslandspezifisch (LAWA, 2005A). Die deutschen Bewertungsverfahren für die Gewässerbiologie der Binnengewässer

und eine zusammengefasste Auflistung der Teilbewertungen sind Tabelle 2-5 zu entnehmen. Die einzelnen Teilmodule für Fließgewässer und Seen (Stand: August 2007) sind detailliert in den Abbildungen A-1 und A-2 im Anhang dargestellt. Die Verfahren für Küsten- und Übergangsgewässer befanden sich während der Recherchen zu dieser Arbeit noch in der Entwicklung (LAWA, 2006B).

Tabelle 2-5: Biologische Verfahren zur Zustandsbewertung für Binnengewässer (Stand: August 2007, nach LAWA, 2005A; LAWA 2006B)

Biologische Qualitätskomponente	Gewässer	Untersuchungs- und Bewertungsverfahren	Teilbewertungen
Makrozoobenthos	Fließgewässer	PERLODES /ASTERICS (MEIER ET AL., 2006B)	Saprobienindex Allgemeine Degradation mit belastungsrelevanten „Core Metrics“ Versauerung
	Seen	(BAIER ET ZENKER, 2005) <sup>1</sup>	(Zusammensetzung und Abundanz, Toleranz, Vielfalt und Diversität, funktionale Gruppen) <sup>1</sup>
Makrophyten /Phytobenthos	Fließgewässer	PHYLIB (SCHAUMBURG ET AL., 2005)	Makrophyten (Langzeitindikatoren), benthische Kieselalgen (Kurzzeitindikatoren), sonstige benthische Algen
	Seen	PHYLIB (SCHAUMBURG ET AL., 2005) <sup>2</sup>	Makrophyten, benthische Kieselalgen
Phytoplankton	Fließgewässer <sup>3</sup>	PhytoFluss (MISCHKE ET BEHRENDT, 2007)	Chlorophyll a, Kieselalgen, Chlorophyceae (Grünalgenklasse), Blaualgen, Potamoplankton (TIP)
	Seen	PhytoSee (MISCHKE ET AL., 2006) <sup>2</sup>	(Biomasseindex, Algenklassen, Phytoplankton-Taxa-Seen-Index, Profundal-Diatomeen-Index) <sup>2</sup>
Fischfauna	Fließgewässer	fiBS (DIEKMANN ET AL., 2005)	Zahl, Dichte und Verteilung der Arten und Individuen, Altersstruktur, Migration, Fischregion, dominante Arten
	Seen	(MEHNER ET AL., 2004) <sup>4</sup>	noch keine genaue Einteilung <sup>4</sup>

1 nur für natürliche Gewässertypen des Tieflandes, Verfahrenserweiterung in Bearbeitung

2 nur für natürliche Gewässertypen, Verfahrenserweiterung in Bearbeitung

3 nur bei planktonführenden Fließgewässern

4 Verfahren in der Entwicklung

Eine endgültige Festlegung der Klassengrenzen der Zustände und somit auch des „guten ökologischen Zustandes“ kann jedoch erst nach der vollständigen Entwicklung und der Interkalibrierung der Bewertungssysteme zwischen den einzelnen EU-Mitgliedsstaaten erfolgen (LAWA, 2005A).

In Bezug auf die allgemeinen physikalisch-chemischen Bedingungen zur Unterstützung der biologischen Qualitätskomponenten postuliert die Rahmenkonzeption der LAWA eine Festlegung von „Orientierungswerten“, die ge-

wässertypspezifisch den „guten ökologischen Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potenzial“ ermöglichen. Falls die biologischen Bewertungsverfahren Abweichungen indizieren, obwohl die Orientierungswerte unterschritten werden, sind die festgelegten Werte zu überprüfen und anzupassen (LAWA, 2005A). Als Grundlage für die Orientierungswerte sollten die folgenden Vorgaben berücksichtigt werden:

- Grenzwerte der auslaufenden EG-Fischgewässer-Richtlinie
- LAWA-Güteklassifizierung und weitere Vorgaben der LAWA
- Überregionale und regionale Bewirtschaftungsziele in den internationalen Flussgebietseinheiten
- Expertenwissen

Gemäß LAWA (2007) und BMU (2006) ergeben sich daraus die in Tabelle 2-6 aufgeführten Orientierungswerte. Für die Beurteilung der flussgebietsspezifischen Schadstoffe zur Einordnung des „ökologischen Zustands“ in „gut“ oder „mäßig“ sind weiterhin die Einzelparameter der LAWA-Musterverordnung (s.a. Kapitel 2.3.1) zu verwenden (LAWA, 2003A).

Für die Einträge in die Nord- und Ostsee gibt die LAWA unterschiedliche Werte zur Orientierung an. Für die Deutsche Bucht werden 0,25 mg N<sub>ges</sub>/l und 0,035 mg P<sub>ges</sub>/l als Jahresmittelwerte genannt (LAWA, 2007). Zur unterstützenden Bewertung des „sehr guten Zustandes“ bzgl. der hydromorphologischen Qualitätskomponenten kann sich bei Fließgewässern an den LAWA-Strukturgüteklassen 1 und 2 orientiert werden (LAWA, 2006A).

Als Messfrequenzen werden 13mal pro Jahr für die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter, die Schadstoffe des „chemischen Zustandes“ sowie für weitere flussgebietsspezifische Schadstoffe bei einer erforderlichen Frachtbetrachtung angegeben (LAWA, 2005A).

Der LAWA-Ausschuss „Grundwasser und Wasserversorgung“ (LAWA-AG) erstellte 2005 ein zusätzliches Eckpunktepapier zum Grundwassermonitoring und Bewerten des Zustandes der Grundwasserkörper (LAWA, 2005B). Dieses Dokument definiert die Aufgaben der mengenmäßigen, überblicksweisen und operativen Überwachung für den „chemischen und mengenmäßigen Zustand“ von Grundwasserkörpern und nennt grundsätzliche Schritte zur Bewertung des „chemischen Zustandes“, konnte sich jedoch noch nicht auf die genaueren Ansätze aus der Tochterrichtlinie Grundwasser (2006/118/EG) beziehen.

Tabelle 2-6: Physikalisch-chemische Orientierungswerte zur Erreichung des „guten Zustandes“ in Binnengewässern (nach LAWA, 2007 und BMU, 2006)

Kenngröße	Temp.	Delta Temp.	Sauerstoff	TOC	BSB <sub>5</sub> ungeh.	Chlorid <sup>1</sup>	pH	P <sub>ges</sub>	oPO <sub>4</sub> -P	NH <sub>4</sub> -N	Sulfat <sup>6</sup>	NO <sub>3</sub> -N <sup>6</sup>	NO <sub>2</sub> -N <sup>6</sup>	
Statistische Kenngröße	Maximum	Maximum	Minimum	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Max. - Min.	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	90-Perz.	90-Perz.	
Einheit	°C	K	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
<b>LAWA-Fließgewässertypen</b>														
Typ 1	(2, 3)		>7		2,5	200	6,5 -8,5	0,10	0,07	0,1	100	11,7 (2,5) <sup>7</sup>	0,1	
Typ 2, 3	(2, 3, 4)		>6		5	200		0,15	0,10	0,3				
Typ 4, Subtyp 21_S	(3, 4)		>7		4	200		0,10	0,07	0,3				
Typ 5, 5.1, 6, 7, 9, 9.1	(2, 3, 4, 5)		>7	7	4	200		0,10	0,07	0,3				
Typ 9.2, 10	(3, 4, 5)		>6	7	6	200		0,10	0,07	0,3				
Typ 14, 16, 18	(2, 3)		>7	7	4	200		0,10	0,07	0,3				
Typ 15, 17, Subtyp 21_N	(2, 3, 4, 5)		>6	7	6	200		0,10	0,07	0,3				
Typ 15_g, 20	(3, 4, 5)		>6	7	6	200		0,10	0,07	0,3				
Typ 11, 12, 19	(2, 3, 4, 5)		>6	10	6	200		5-8	0,15	0,10				0,3
Typ 22	(5)		>4	15	6	k.A.		6,5 -8,5	0,30	0,20				0,3
Typ 23	(5)		>5	15	6	k.A.	7,0 -8,5	0,10	0,07	0,3				
Natürlicherweise oligotrophe Seen <sup>3</sup>								<0,02	-					
Natürlicherweise mesotrophe Seen <sup>6</sup>								<0,06	-					
Natürlicherweise eutrophe Seen <sup>6</sup>								<0,1	-					

- bei Meereseinfluss kein Wert
- Temp. > 20°C und max Δ Temp. = 1,5 K für salmonidengeprägte Gewässer des Epi- und Metarhithrals (des oberen und mittleren Oberlaufs bzw. der Forellenregion)
- Temp. > 21,5°C und max Δ Temp. = 1,5 K für salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals (des unteren Oberlaufs bzw. der Äschenregion) und für cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals (des Oberlaufs)
- Temp. > 25°C und max Δ Temp. = 3 K für Gewässer des Epipotamals (des oberen Unterlaufs bzw. der Barbenregion)
- Temp. > 28°C und max Δ Temp. = 3 K für Gewässer des Meta- und Hypopotamals (des mittleren u. unteren Unterlaufs bzw. der Brachsen- sowie Kaulbarsch- u. Flundmregion)
- nach den Angaben des BMU (2006)
- Schutz von naturraumtypischen Lebensgemeinschaften, in denen die Flussperlmuschel vorkommt

Im CIS-Dokument „Guidance on Groundwater Monitoring“ der EG (EC, 2007) wird aufgrund der zwischenzeitlich konkretisierten Vorgaben für den

Grundwasserzustand zusätzlich zu den o.a. Typen der Überwachung aus LAWA (2005B) zwischen folgenden Monitoringarten unterschieden:

- Überwachung für Trinkwasserschutzgebiete
- (Zusätzliche) Überwachung zur Verhinderung und Begrenzung der Verschmutzung aus Punktquellen („Prevent and Limit Monitoring“)

Erste Zwischenergebnisse der WRRL-konformen Gewässerüberwachung mit Anwendung der neuen biologischen Bewertungsverfahren zeigen den hohen potenziellen Handlungsbedarf zur Erreichung des „guten Zustandes“ unter gedanklicher Vernachlässigung möglicher Ausnahmetatbestände (SCHMIDT, 2007) und eine prinzipielle Bestätigung der Ergebnisse für die Abschätzung der Zielerreichung aus der Bestandsaufnahme.

### 2.3.4 Überlegungen zu Maßnahmenprogrammen

Im Gegensatz zu den vorherigen Umsetzungsschritten der EG-WRRL lagen während den Recherchen zu dieser Arbeit lediglich fachliche Überlegungen und mehrere methodische Konzepte zur Aufstellung der Maßnahmenprogramme vor.

Nach Angaben des Umweltbundesamtes sollte ein Maßnahmenprogramm nicht aus einer Auflistung von Einzelverwaltungsakten bestehen, sondern ist ein Konzept mit programmatischem Charakter, das den Weg zur Zielerreichung aufzeigt. Ob es sich bei dem Begriff „Maßnahme“ um ein konkretes Einzelprojekt handelt oder ob Maßnahmen eher konzeptionellen Charakter besitzen und Ziele formulieren, wird jedoch in den Wasserwirtschaftsverwaltungen der Bundesländer unterschiedlich gesehen (WEYAND ET AL., 2007; MEUSEL ET AL., 2007A).

Die gesamten EG-WRRL-Maßnahmen müssen im jeweils betrachteten defizitären Wasserkörper einen „guten Zustand“ herstellen (lokale Ziele), aber ebenfalls die Umweltziele der Meere bzw. der gesamten Flussgebietseinheit (regionale und überregionale Ziele) durch eine Verringerung der Stofffrachten erfüllen (LAWA, 2005A). Die Auswirkung von Gewässerschutzmaßnahmen, die unabhängig von der EG-WRRL durchgeführt werden, wie z.B. bereits in Planung oder Bau befindliche Maßnahmen, sowie die demographisch oder strukturell bedingten Veränderungen der Wassernutzung sollen dabei über das „Baseline-Szenario“ (s.a. Kapitel 2.2.3) abgeschätzt und bei der Maßnahmenplanung zur EG-WRRL berücksichtigt werden (WEYAND ET AL., 2007; MEUSEL ET AL., 2007A).

Eine komplexe Herausforderung stellt die Einbindung der veränderten wasserwirtschaftlichen Planung in die gesamte Landes- und Raumplanung der Bundesländer dar, da die Umsetzung der EG-WRRL nicht isoliert von den anderen Fachplanungen betrachtet werden darf. Hierzu gehören die Planungen der Bereiche Verkehr (einschl. Binnenverkehrswasserbau), Landwirtschaft, Wald/Forstwirtschaft, örtliche Erschließung, Bergbau, Militär, Energie, Abfallwirtschaft, Denkmalschutz, Natur- und Landschaftsschutz sowie Hochwasserschutz. Zwischen den verschiedenen Nutzungen müssen konkurrierende Raumansprüche und Nutzungskonflikte gegeneinander abgewogen werden (LECHER ET AL., 2001).

Bei der Ermittlung und Festlegung der Maßnahmen ist zu erwarten, dass weiterhin verschiedene Vorgehensweisen in den einzelnen Bundesländern angewandt werden. Die Philosophien schwanken nach LONDONG ET KAUB (2007) zwischen einem deutlich dirigistischen Vorgehen mit klaren Vorgaben der Administration und einer moderativen Herangehensweise, bei der unter Einbeziehung der Aufgabenträger vor Ort Maßnahmen festgelegt werden sollen. Das Umweltbundesamt empfiehlt ein in Zusammenarbeit mit der Universität Kassel und dem Institut Ecologic entwickeltes Methodenhandbuch zur Anwendung bei der Aufstellung der Maßnahmenprogramme (BORCHARDT ET AL., 2003).

Die Recherche zu vorliegenden Methodiken und Ansätzen bei der Maßnahmenplanung zur Umsetzung der EG-WRRL ist Bestandteil dieser Dissertation und bildet die Grundlage der Kapitel 4 und 5.

## 2.4 Zusammenfassung des Kapitels

Aus den Recherchen zu diesem Kapitel können folgende Aspekte festgehalten werden:

- Für die wasserwirtschaftliche Verwaltung in der Bundesrepublik Deutschland ist eine Gewässerbewirtschaftung orientiert an hydrologischen Grenzen und unter dem neuen Paradigma der EG-Wasserrahmenrichtlinie in dieser Form als grundlegend neu zu bezeichnen.
- Zur Umsetzung der EG-WRRL in Deutschland wurden Empfehlungen der LAWA erarbeitet, die auf den Dokumenten der Europäischen Kommission für eine gemeinsame Umsetzungsstrategie (CIS) beruhen und diese weiterentwickeln. Die einzelnen Bundesländer weichen in der Implementierung jedoch mehr oder weniger von den Vorgaben der LAWA ab, sodass eine Maßnahmenplanung zur EG-WRRL bei unter-

schiedlichen Voraussetzungen und verschiedenen Rahmenbedingungen durchgeführt werden muss.

- Neben morphologischen Beeinträchtigungen der Oberflächengewässer waren stoffliche Belastungen aller Gewässer mit Nähr- und weiteren Schadstoffen ausschlaggebend für die Risikobewertung der Wasserkörper in der Bestandsaufnahme, die zu dem Ergebnis kam, dass die meisten Gewässer wahrscheinlich nicht ohne weitere Maßnahmen den „guten Zustand“ bis zum Jahr 2015 erreichen.
- Eine Maßnahmenplanung im Sinne der EG-WRRL muss ab dem Jahr 2008 anhand der Ergebnisse aus der Gewässerüberwachung (Monitoring) und dem „Baseline-Szenario“ erfolgen. Erste Zwischenergebnisse bestätigen grob die Bewertungen im Rahmen der Bestandsaufnahme, sodass zahlreiche Maßnahmen zur Zustandsverbesserung auszuweisen sind. Jedoch muss im Rahmen der Interkalibrierung zwischen den EU-Mitgliedsstaaten noch eine Konkretisierung der Definition des „guten Zustandes“ vorgenommen werden.
- Da trotz dieser fehlenden Definition und weiterer Wissensdefizite Maßnahmenprogramme aufzustellen sind, kann geschlussfolgert werden, dass das erste Maßnahmenprogramm mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sein wird. Im Vorfeld der Umsetzung sind diese im Hinblick auf die Wirkung von Maßnahmen im Gewässer und deren quantifizierbare Kosten sowie ökonomische Nutzen abzuwägen.
- Aus dem Stand der Umsetzungspraxis zur EG-Wasserrahmenrichtlinie kann abgeleitet werden, dass eine gegenwärtige Erfordernis zu interdisziplinären Untersuchungen für den Bereich der Maßnahmenplanung besteht und weitere wissenschaftliche Ansätze erforderlich sind.



## **3 Anthropogene stoffliche Gewässerbelastung**

### **3.1 Abgrenzung**

Stoffliche Gewässerbelastungen sind entweder anthropogenen oder geogenen Ursprungs. Geogene Einträge resultieren aus dem natürlichen Gehalt der Erdkruste an entsprechenden Elementen oder Verbindungen und erfolgen durch Erosion und Abschwemmung (Runoff) auf der Oberfläche oder werden im Untergrund gelöst und über das Grundwasser in die Oberflächengewässer eingetragen. Sie sind von den physikalischen und chemischen Randbedingungen der Gewässertypen, den geologischen, hydrologischen und klimatischen Verhältnissen sowie ggf. von seismologischen und vulkanischen Aktivitäten abhängig.

I.d.R. entfällt der größere Teil der stofflichen Gewässerbelastung auf anthropogen bedingte Einträge und stammt aus Gewinnung, Verarbeitung, Verwendung und/oder Entsorgung der Stoffe. Prinzipiell wird eine Unterscheidung zwischen Punktquellen, d.h. Stoffeinleitungen über lokalisierbare und kontrollierte Wege, sowie diffusen Quellen (nicht lokalisierbar oder flächenhaft) vorgenommen. Eine definierte Abgrenzung beider grundsätzlicher Eintragsmöglichkeiten liegt jedoch nicht vor, sodass die Zuordnungen sich voneinander unterscheiden können.

### **3.2 Immissionsbetrachtung**

Ausgangspunkt aller Überlegungen zu Verbesserungsmaßnahmen im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist die Erkenntnis einer zu beseitigenden oder zu mildernden Beeinträchtigung des Gewässerzustandes bzw. eine immissionsseitige Betrachtung. Ein (ökologisches und/oder chemisches) Zustandsdefizit ergibt sich aus einer Soll-Ist-Abweichung zum geforderten Umweltziel (Gewässerzustand). Im folgenden Abschnitt werden deshalb die stofflichen Einträge im Zusammenhang mit ihren Auswirkungen im Gewässer beschrieben.

#### **3.2.1 Stoffspezifische Umweltwirkungen**

Das Ausmaß der Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose wird sowohl vom Gewässertyp einschließlich der dort vorhandenen Organismen als auch von der Art der stofflichen Einwirkung bestimmt. Nach KUMMERT ET STUMM (1992) ist die Exposition, das Produkt aus Stoffkonzentration und Einwirkzeit, die verantwortliche Größe für den Gewässerzustand. Neben den Stoffen selbst

und der Exposition ist ebenfalls die Wiederkehrzeit der Belastung relevant (KREJCI ET AL., 2004). Zudem können Wechselwirkungen mit anderen Stoffen toxische Reaktionen signifikant erhöhen (FÖRSTER, 1999). In der Literatur werden unter Berücksichtigung der genannten Einflussfaktoren verschiedene Wirkungen von anthropogenen Belastungen auf Gewässer beschrieben, die für stoffliche Belastungen einschl. Temperaturerhöhung, pH-Verringerung aufgrund von Versauerung und für Feststoffeinträge in Tabelle 3-1 zusammengestellt sind.

Bei der Betrachtung der Umweltwirkungen ist zu berücksichtigen, dass die Belastungen sowohl die direkt aufnehmenden Gewässer als auch die Meere beeinträchtigen können. Gemäß der Darstellung besonders gefährdeter Gewässertypen in Tabelle 3-1 ist die Relevanz für den Meeresschutz vor allem in Bezug auf Nährstoffeinträge sowie Einleitungen schwer abbaubarer und persistenter Schadstoffe gegeben.

Für eine umweltökonomische Betrachtung erscheinen neben den ökotoxikologischen Effekten und den direkten monetären Einbußen von Wassernutzern insbesondere die für den Menschen toxischen Wirkungen (Industriechemikalien, PSM, Schwermetalle, Nitrit, Schmutzstoffe) sowie unangenehme Begleiterscheinungen (ästhetische Beeinträchtigungen, Geruch beim mikrobiellen Abbau von Schmutz- und Nährstoffen, Industriechemikalien sowie im Falle eines Fischsterbens) von großer Bedeutung. Außerdem beschleunigen hohe Salzgehalte und/oder niedrige pH-Werte die Korrosion von Bauwerken im Gewässer.

Tabelle 3-1: Verschiedene Belastungen und ihre Wirkungen im Gewässer (verändert nach HUPFER ET KLEEBERG, 2004; KUMMERT ET STUMM, 1992; SCHÖNBORN, 1992; LAWA, 1991; NEUMANN ET AL., 1990)

Belastungen	Mögliche Auswirkungen auf Gewässer	Besonders gefährd. Gewässer
Leicht abbaubare org. Verbindungen (Schmutzstoffe)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Respiration fördernd: P/R &lt; 1</li> <li>• Sauerstoffmangel, Massenentwicklungen</li> </ul>	Fluss, Grundwasser
Schwer abbaubare organische Verbindungen (z.B. chlorierte Huminsäure, Tenside)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Störung/Hemmung v. Wechselwirkungen d. Biozönose u. damit Veränderung der biozönotischen Zusammensetzung (vor allem der Gewässerflora)</li> </ul>	Fluss, See, Meer, Grundwasser
Persistente organische Verbindungen (z.B. chlorierte Lösungsmittel, einige PSM) und Schwermetalle	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Akut toxisch (Katastrophen) oberhalb bestimmter Konzentrationen und mittel- bis langfristig toxisch infolge von Anreicherung, stoffspezifisch</li> <li>• Intensivierung der Drift des Zoobenthos</li> <li>• Veränderung der gesamten Gewässerbiozönose</li> </ul>	Fluss, See, Meer, Grundwasser
Düngemittel (Phosphate, Nitrate)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Produktion fördernd: P/R &gt; 1</li> <li>• Eutrophierung, Sauerstoffmangel, pH-Anstieg</li> </ul>	See, Meer, Grundwasser
Toxische Stickstoffverbindungen (Nitrit, Ammoniak)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Akut toxisch für Fische</li> <li>• Verarmung der Fischfauna</li> </ul>	Fluss
Endokrin wirksame Substanzen: einige PSM (Endosulfan, Dieldrin etc.) u. Industriechemikalien (PCB etc.)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Langfristig toxisch (Veränderung der hormonellen Funktionen der Organismen)</li> <li>• Langfristige Veränderung der Gewässerbiozönose und der Selbstreinigungskraft</li> </ul>	Fluss, See, Meer, Grundwasser
Anorganische u. organische Säuren (z.B. Schwefel- oder Salpetersäure)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Niedriger pH-Wert, erhöhte Mobilität toxischer Schwermetalle, Verlangsamung des org. Abbaus</li> <li>• Verarmung der Biozönose, Fischsterben</li> </ul>	Fluss, See, Grundwasser
Salze (z.B. Karbonate, Chloride, Sulfate, Fluoride)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verarmung des Makrozoobenthos und Rückgang von Fischarten und -beständen</li> <li>• Entwicklung von atypischem Flussplankton</li> </ul>	Fluss, See, Grundwasser
Temperatur (Wärme)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Veränderung d. Lebensvorgänge d. Fische (erhöhte Aktivitäten)</li> <li>• Ansiedlung thermotoleranter Arten</li> <li>• Beschleunigung der Selbstreinigungsprozesse und Änderung des Sauerstoffhaushaltes</li> <li>• Veränderung des Stickstoffhaushalts und weiterer chemischer Prozesse, Wasserverluste</li> </ul>	Fluss, See
(Anorganischer und organischer) Feststoffeintrag	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trübung des Gewässers, Versandung oder Verschlammung der Gewässersohle</li> <li>• Reduzierte Sauerstoffversorgung der Benthoflora und -fauna</li> <li>• Schädigung v. Fischen u. des Makrozoobenthos</li> </ul>	Fluss, See, Meer

### 3.2.2 Biologische Indikation von Belastungen

Während Maßnahmen zur Verringerung bekannter Schadstoffbelastungen des „chemischen Zustandes“ weitgehend klar anhand von den vorgegebenen mittleren und maximalen Jahreskonzentrationen auszurichten sind, ist eine Identifizierung projektrelevanter Maßnahmen zur Verbesserung der Gewäs-

serbiologie bzw. des „ökologischen Zustandes“ für Oberflächengewässer insgesamt problematisch. Grund hierfür sind die komplexen Wechselwirkungen der verschiedenen Belastungen im Gewässer (s. Abbildung 1-2), die eine konkrete Zuordnung der Ergebnisse aus den neuen biologischen Bewertungsverfahren (s. Tabelle 2-5) und somit eine quantifizierbare Belastungs- und Defizitbetrachtung signifikant erschweren.

Nach den Beschreibungen von MEIER ET AL. (2006A), BAIER ET ZENKER (2005), DIEKMANN ET AL. (2005) und SCHAUMBURG ET AL. (2005) reagiert keiner der vorhandenen biologischen Belastungsindices ausschließlich auf einen einzelnen abiotischen Parameter oder Stoff, sodass es sinnvoll erscheint, für eine Defizitbetrachtung sowohl die (biologischen) Ergebnisse als auch die Kenntnisse und Messwerte über die (abiotischen) Belastungen zu verwenden.

In Bezug auf Einleitungen (stoffliche und mengenmäßige Belastungen) können unter Beachtung der o.g. Aussagen Beeinträchtigungen der folgenden Parameter weitgehend klar zugeordnet werden:

- Leicht abbaubare organische Substanzen (Schmutzstoffe) unter Beachtung einer möglichen Versauerung durch den Saprobienindex (SI, Komponente „Makrozoobenthos“) (MEIER ET AL., 2006A) oder die Metricgruppe „Toleranz“ einschl. Saprobienindex (Komponente „Makrozoobenthos“) für natürliche Seen des Tieflandes (BAIER ET ZENKER, 2005)
- Versauerung durch die Säureklasse (Modul „Versauerung“, Komponente „Makrozoobenthos“) bei den Fließgewässertypen 5 und 5.1 (silikatische Mittelgebirgsbäche) unter Beachtung einer hohen saprobiellen Belastung (MEIER ET AL., 2006A), das Modul „Versauerung“ (im Modul „Makrophyten“) und die „Versauerungsanzeiger“ des Moduls „Versauerung“ (im Modul „Diatomeen“) für silikatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen in der Bachregion (Rhithral, Typ MRS; SCHAUMBURG ET AL., 2005)
- Versalzung durch den Halobienindex (im Modul „Diatomeen“; SCHAUMBURG ET AL., 2005)
- Nährstoffbelastung durch den Phytoplankton-Index (PI, Komponente „Phytoplankton“) für bewertungsrelevante Fließgewässer (MISCHKE ET BEHRENDT, 2007) bzw. die Bewertungsmetriks für Phytoplankton in natürlichen Seen (MISCHKE ET AL., 2006), den Trophieindex (im Modul „Diatomeen“; SCHAUMBURG ET AL., 2005) und den Referenzindex (RI, Modul „Makrophyten“; SCHAUMBURG ET AL., 2005) für Fließgewässer und natürliche Seen unter Berücksichtigung hydromorphologischer Veränderungen (bzw. des Abflussverhaltens) und ggf. Versauerung

Ebenso kann ein Fehlen anadromer Langdistanz- oder potadromer Mitteldistanzwanderfische, das sich im Qualitätsmerkmal „Arten- und Gildeninventar“ sowie im Migrationsindex MRI (DIEKMANN ET AL., 2005) widerspiegelt, als Indikator für ein mangelhaftes Längskontinuum verwendet werden. Es ist zu beachten, dass die oben aufgezählten Belastungen auch weitere Bewertungsparameter beeinflussen, die mehrere Beeinträchtigungen indizieren und sich somit verschiedene Belastungswirkungen überlagern bzw. überdecken können.

Zu unterscheiden sind in diesem Zusammenhang die zeitlichen und räumlichen Belastungsebenen, die aus dem Zustand der biologischen Qualitätskomponenten geschlossen werden können (Abbildung 3-1).

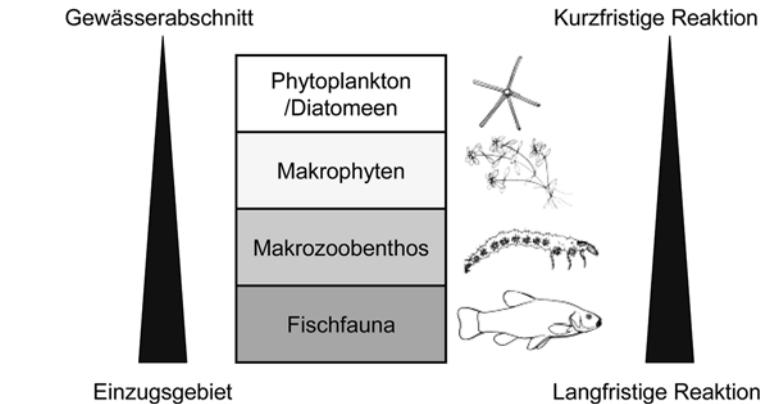


Abbildung 3-1: Belastungsebenen der biologischen Qualitätskomponenten (verändert nach PODRAZA ET HERING, 2004)

Weitere Belastungen, wie strukturelle und/oder toxische Defizite sind gegenwärtig nicht direkt über die vorhandenen Bewertungsmodule oder -metrics herleitbar (KREUTER, 2007A). Stattdessen muss auf Einzelparameter bzw. spezifische Artenlisten und deren Präferenzen (z.B. Strömung, Ernährung, Fortbewegung, Habitat) zurückgegriffen werden, die im Fall einer derartigen Belastung eine Störung indizieren (BÖHMER ET AL., 1999). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass im Rahmen der Umsetzung aller bestehenden EG-Gewässerschutzregelungen die Konzentrationen der gefährlichen Stoffe emissions- und immissionsseitig festgelegte Grenzwerte nicht überschreiten dürfen und somit unabhängig von einem Vor-Ort-Nachweis ihrer genauen Zustandsbeeinträchtigung betrachtet werden müssen (s. Kapitel 2.1).