

**Lehrstuhl für Landschaftsökologie
der Technischen Universität München**

Wasserwirtschaftliche Umweltbilanz
Methode zur gesamträumlich-integrativen
Bewirtschaftung von Einzugsgebieten
dargestellt am Beispiel des Bewirtschaftungsplans Salza
(Sachsen-Anhalt)

Jochen Schanze

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Dr. rer. nat.

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. Ludwig Trepl

Prüfer der Dissertation: 1. Univ.-Prof. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber, em.
2. Univ.-Prof. Dr. Manfred Frühauf, Martin-Luther-Universität Halle-Witterberg (schriftliche Beurteilung)
3. Univ.-Prof. Dr. Beate Jessel

Die Dissertation wurde am 16.03.2006 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 19.07.06 angenommen.

Christin, Erika, Horst, Stefan, Detlev und Margot

Kurzzusammenfassung

Die Dissertation befasst sich mit theoretischen und methodologischen Grundlagen einer ganzheitlichen Entwicklung der naturogenen Umwelt des Menschen. Unter Berücksichtigung bisheriger Erkenntnisse aus der Umweltplanung und der angewandten Umweltforschung wird die Methode „Umweltbilanz“ konzipiert. Bei der Umweltbilanz handelt es sich um eine methodische Rahmenkonzeption für die Analyse und Steuerung von Umweltsystemen. Sie umfasst die umweltwissenschaftliche Untersuchung dieser Systeme, die Operationalisierung und Simulation von Handlungsalternativen sowie die Aufbereitung von Systemzuständen für gesellschaftliche Bewertungen und Entscheidungen. Letzteres schließt die Bereitstellung von umweltwissenschaftlichen Begründungszusammenhängen für die gesellschaftliche Festlegung von Umweltzielen ein.

Die allgemein formulierte Methode wird für die Anforderungen des Gewässereinzugsgebietsmanagements als „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“ konkretisiert. Am Beispiel der Aufstellung des Bewirtschaftungsplans Salza erfolgt eine Erprobung für ein konkretes Einzugsgebiet und Planungsverfahren. Wichtige Ergebnisse sind ein konzeptionelles Systemmodell für das Einzugsgebiet mit den steuerungsrelevanten physischen Wirkungszusammenhängen, ein Set von Modellen und Untersuchungsansätzen für dessen methodische Umsetzung sowie Begründungen von Umweltqualitätszielen und -standards als Bewertungsreferenz. System- und Zielzustände werden umfassend bilanziert. Ein integratives Stofftransport-Bilanzmodell für den Nährstoff Phosphor wird für Bilanzen einzelner Eintragspfade entwickelt. Sämtliche Resultate werden sowohl in Bezug auf die Europäische Wasserrahmenrichtlinie als auch die Umweltentwicklung generell interpretiert. Abschließend wird der Bedarf für die weitere Forschung abgeleitet.

Summary

The thesis deals with theoretical and methodological basics of a comprehensive development of the natural environment. It creates the method “environmental balance” based on existing knowledge of environmental planning and applied environmental research. The method can be understood as a methodological framework for the analysis and management of environmental systems. It encompasses the analysis of such systems, the operationalisation and simulation of strategic alternatives as well as the preparation and display of results for the societal assessment and decision-making. The latter also provides environmental science rationales for the societal determination of environmental goals.

The generic concept of the method is specified for issues of integrated water management as “environmental balance for water management” and tested during the preparation of the river basin management plan for the Salza River in Saxony Anhalt (Germany). Major results are a conceptual system model for the river basin considering the physical interrelations relevant for system management, its methodological application through a set of models and approaches as well as environmental quality goals and targets. System states are balanced against the environmental quality targets. A model simulating the phosphorus fluxes is used for balancing impact pathways. The overall results are discussed in the light of the European Water Framework Directive (WFD), but also regarding the benefits of the method for the development of the environment in general. Finally, demands for future research are derived.

Vorwort

Methodische Entwicklung und empirische Realisierung der vorliegenden Arbeit erfolgten parallel zu einer mehrjährigen Forschungsaufgabe im Rahmen der Erarbeitung des Bewirtschaftungsplanes Salza (Sachsen-Anhalt). Die Tätigkeit am Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR) in Dresden ermöglichte darüber hinaus eine verallgemeinerbare Auswertung der Ergebnisse. Hieraus entstanden theoretische und methodische Grundlagen der Umweltentwicklung im Allgemeinen und der Entwicklung von Gewässereinzugsgebieten im Besonderen. Im Mittelpunkt steht die Integration von umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen im Hinblick auf die gesellschaftliche Bewertung und Steuerung von Umweltsystemen. In Anbetracht komplexer gewordener Wirkungsbeziehungen zwischen Gesellschaft und Umwelt sowie des Wandels des Planungsverständnisses erscheint eine systematische Auseinandersetzung mit der Umweltentwicklung gegenwärtig überaus bedeutsam. Durch ihren disziplinübergreifenden und teilweise transdisziplinären Charakter stellt diese Fragestellung eine erhebliche Herausforderung für Wissenschaft und Forschung dar.

An dieser Stelle möchte ich mich ganz besonders bei Herrn Professor em. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber für die Überlassung des Themas und die kritische Durchsicht des Manuskripts mit sehr wertvollen Anregungen bedanken. Die von ihm geprägte Weihenstephaner Landschaftsökologie hat mir den gewählten Zugang zu der Thematik überhaupt erst ermöglicht. Vor dem Hintergrund der berufsbegleitenden Erstellung der Dissertation hat er mich als Doktorvater auch über seine Emeritierung hinaus begleitet. Herrn Professor Dr. Manfred Frühauf von der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (MLU) danke ich für die Bereitstellung umfangreicher Untersuchungsergebnisse seiner Arbeitsgruppe und seine Bereitschaft sich als zweiter Gutachter am Verfahren zu beteiligen. Frau Professor Dr. Beate Jessel hat dankenswerterweise das dritte Gutachten übernommen. Mein besonderer Dank gilt außerdem Herrn Professor Dr. Dr. h.c. Bernhard Müller, Direktor des Leibniz-Instituts für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR), für die hervorragenden Arbeitsmöglichkeiten und die Gewährung einer personellen Unterstützung bei der grafischen Gestaltung und Durchsicht der Arbeit.

Durch die Spezifik der in die Untersuchung eingeflossenen disziplinären Erkenntnisse und Methoden war über die ausgewertete Literatur hinaus der persönliche Austausch mit zahlreichen Wissenschaftlern und Wissenschaftlerinnen anderer Fachgebiete sowie weiteren Experten besonders hilfreich. Stellvertretend möchte ich mich bei folgenden Kollegen für die fruchtbare Zusammenarbeit bedanken. Herrn Dr. Gerd Schmidt, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (MLU) – jetzt Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ) – übernahm ergänzende Felduntersuchungen und unterstützte mich bei der Interpretation der ereignisbezogenen Frachtmessungen. Herr Steffen Kussmann, Staatliches Umweltamt Halle (Saale) (STAU) – jetzt Landesbetrieb für Hochwasser Sachsen-Anhalt – zeigte als fachlich Verantwortlicher eine große Aufgeschlossenheit bei der inhaltlichen und methodischen Konzeption des Bewirtschaftungsplanes. Herr Dr. Matthias Schrödter, Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Sachsen-Anhalt (LUFA), realisierte ergänzende Laboranalysen und gab wichtige Hinweise für die Konzeption der landwirtschaftlichen Maßnahmen.

Herrn Dr. Bernd Pfützner, Büro für Angewandte Hydrologie Berlin (BAH), danke ich für die Bereitstellung von GIS-Daten und hydrologischen Berechnungen sowie die intensive Diskussion über den Wasserhaushalt des Untersuchungsraumes. Herr Professor Dr.

Helmut Klapper, UFZ – jetzt Emeritus –, Herr Eberhard Hoehn, LBH, Herr Dr. Horst Behrendt und Herr Dr. Michael Hupfer, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin (IGB) berieten mich in limnologischen Fragen. Herr Dr. Wolf-Gunther Pagenkopf, geodaten i & a, führte eine ergänzende Auswertung der Erosionsmodellierung durch. Herr Dr. Lindemann, Umweltbundesamt (UBA), stellte eine Literaturrecherche in der Datenbank des UBA zur Verfügung. Herr Dr. Thomas Koschitzki danke ich für die gute Zusammenarbeit bei der Entwicklung der Line Extension© und der Chart Extension© für die Software ArcView.

Herr Gerard Hutter und Herr Dr. Gerold Janssen, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR), haben wertvolle Hinweise zu planerischen bzw. juristischen Fragen beigetragen. Herr Frank Lehmann führte als Praktikant umfangreiche Recherchen zur historischen Landschaftsentwicklung des Untersuchungsraumes durch. Für die Erstellung der Grafiken danke ich Herrn Daniel Eichhorn und Frau Hannelore Grolle. Die Rechtschreibung hat mit großer Sorgfalt Frau Katrin Vogel geprüft.

Zwischenergebnisse der Dissertation wurden in mehreren Vorträgen, referierten Zeitschriftenaufsätzen und Buchbeiträgen veröffentlicht. Sie sind darüber hinaus in die Konzeption und Durchführung des BMBF-Verbundvorhabens „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ eingeflossen. Und schließlich waren sie Ausgangspunkt für die Entwicklung eines umfassenden, integrativen Ansatzes für die europäische Forschung zum gesellschaftlichen Hochwasserrisikomanagement in Flussgebieten.

Dresden, März 2006

Jochen Schanze

Inhaltsverzeichnis

Abbildungs-, Tabellen- und Abkürzungsverzeichnisse	V
Zusammenfassung	XIII
1. Einführung	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Ziele und Struktur der Arbeit	10
2. Theoretische und methodische Grundlagen	14
2.1 Begriffsbestimmungen	14
2.2 Konzept des „umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings“	25
2.2.1 Ziele, Aufgaben, Anforderungen	25
2.2.1.1 Ziele und deren Abgrenzung	25
2.2.1.2 Aufgaben in gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen	29
2.2.1.3 Anforderungen an die Operationalisierung	31
2.2.2 Eignung bisheriger Planungs-, Bewertungs- und Entscheidungsmethoden	32
2.2.2.1 Wirkungsanalytische Planungsmethoden	32
2.2.2.2 Methoden zur Zielfestlegung	35
2.2.2.3 Methoden zur Bewertungsunterstützung	38
2.2.2.4 Methoden zur Entscheidungsunterstützung	39
2.2.3 Ableitung und Begründung des methodischen Entwicklungsbedarfs	40
2.3 Beschreibung der Methode „Umweltbilanz“	41
2.3.1 Bilanzbegriff	41
2.3.1.1 Zeitliche, räumliche und multiobjektive Bilanzen	41
2.3.1.2 Systemtheoretische Bilanzen	42
2.3.1.3 Normative Bilanzen	44
2.3.1.4 Kaufmännische Bilanzen	44
2.3.2 Allgemeines methodisches Gesamtkonzept	45
2.3.2.1 Definition, Ziele und Aufgaben	45
2.3.2.2 Stellung gegenüber bisherigen Bilanzierungsansätzen	49
2.3.3 Wirkungsanalytische Dimension	51
2.3.3.1 System- und Simulationsmodell	51
2.3.3.2 Umweltindikatoren	56
2.3.3.3 Operationalisierung von Handlungsoptionen	57
2.3.3.4 Wirkungsprognose bzw. -analyse	58
2.3.3.5 Monitoring der realen Umweltentwicklung	59
2.3.3.6 Zusammenfassende Anforderungen und kritische Reflexion	60
2.3.4 Normative Dimension	61
2.3.4.1 Werte, Zwecke, Zielkategorien	62
2.3.4.2 Begründungszusammenhänge für Umweltqualitätszielkonzepte	64
2.3.4.3 Bezug von Umwelthandlungszielkategorie zu Umweltqualitätszielkonzept	85
2.3.4.4 Rechtliche Setzung, Verbindlichkeit, Instrumente	90
2.3.4.5 Zusammenfassende Anforderungen und kritische Reflexion	92

2.3.5	Bilanzierung als Bewertungs- und Entscheidungsunterstützung	97
2.3.5.1	Soll-Ist/Prognose-Bilanzen (Bewertungsunterstützung)	97
2.3.5.2	Alternativenvergleich (Entscheidungsunterstützung)	102
2.3.5.3	Schnittstelle zur ökonomischen Bewertung	103
2.3.5.4	Stellung im Entscheidungsprozess	104
2.4	Anforderungen an eine „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“	105
2.4.1	Umweltentwicklung in der Wasserwirtschaft	105
2.4.1.1	Ziele eines immissionsorientierten Gewässerschutzes	112
2.4.1.2	Aufgaben des Gewässereinzugsgebietsmanagements	114
2.4.2	Fachspezifisches methodisches Gesamtkonzept	119
2.4.3	Wirkungsanalytische Dimension	120
2.4.3.1	Gewässereinzugsgebietsmodell	120
2.4.3.2	Wasserhaushaltliche Indikatoren	126
2.4.3.3	Operationalisierung wasserwirtschaftlicher Handlungsoptionen	127
2.4.3.4	Wasserhaushaltliche Wirkungsprognose bzw. -analyse	127
2.4.3.5	Monitoring der realen Einzugsgebietsentwicklung / Gewässerüberwachung	128
2.4.4	Normative Dimension	128
2.4.4.1	Umweltqualitätszielkategorie	134
2.4.4.2	Umwelthandlungszielkategorie	150
2.4.4.4	Rechtliche Verbindlichkeit, Instrumente	151
2.4.5	Bilanzierung als Bewertungs- und Entscheidungsunterstützung	151
2.4.5.1	Soll-Ist-/Prognose-Bilanzen (Bewertungsunterstützung)	151
2.4.5.2	Alternativenvergleich (Entscheidungsunterstützung)	155
2.4.5.3	Schnittstelle zur ökonomischen Bewertung	156
2.4.5.4	Stellung im Entscheidungsprozess	157
3.	Wasserwirtschaftliche Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza	160
3.1	Einführung in das Fallbeispiel	161
3.1.1	Wasserwirtschaftliche Aufgabenstellung	161
3.1.2	Landschaftsökologische Charakterisierung des Einzugsgebiets	165
3.1.2.1	Lage im Raum	165
3.1.2.2	Klima / Luft	166
3.1.2.3	Geologie / Böden	169
3.1.2.4	Hydrogeologie / Hydrographie	174
3.1.2.5	Pflanzen- und Tierwelt	180
3.1.2.6	Flächennutzung	182
3.2	Erprobung der Methode „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“	184
3.3	Abbildung des wasserhaushaltlichen Systems (wirkungsanalytische Dimension)	188
3.3.1	Systemmodell	188
3.3.1.1	(Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“	192
3.3.1.2	(Teil-)Systemmodell „Standgewässer“	193
3.3.1.3	Indikatoren	196
3.3.2	Operationalisierung des Systemmodells	197
3.3.2.1	Sektorale Methoden und Modelle	202
3.3.2.2	Kopplung von Methoden und Modellen	202
3.3.2.3	Technische Umsetzung	203
3.3.3	Diskussion	205

3.4	Umweltqualitätszielkonzept (normative Dimension)	208
3.4.1	Leitlinien	210
3.4.2	Leitbild der Umweltqualität	212
3.4.3	Umweltqualitätsziele	220
3.4.4	Umweltqualitätsstandards	222
3.4.4.1	Ausgewählte Begründungen	223
3.4.4.2	Umweltqualitätsstandards für Einzugsgebiet der Mansfelder Seen	257
3.4.5	Diskussion	266
3.5	Status quo-Wirkungsanalyse und Soll-Ist-Bilanz	271
3.5.1	Zustand der Gewässer mit ihren Einzugsgebieten und deren Bilanzierung	271
3.5.2	Aktuelle Nutzbarkeit der Gewässer und ihrer Einzugsgebiete	280
3.6	Handlungsalternativen, Entwicklungsrahmen, Szenarios	285
3.6.1	Handlungsalternativen	285
3.6.1.1	Handlungsfelder und Handlungsoptionen	285
3.6.1.2	Strategische Handlungsalternativen	292
3.6.2	Entwicklungsrahmen	294
3.6.3	Szenarios	296
3.6.4	Diskussion	299
3.7	Ex ante-Wirkungsanalyse und Soll-Prognose-Bilanz	301
3.7.1	Auswirkungen auf den Gewässerzustand	301
3.7.2	Nutzbarkeit der Gewässer	305
3.8	Alternativenvergleich (Soll-Ist-/Prognose-Bilanz)	306
3.8.1	Wirkungen	307
3.8.2	Nutzbarkeit der Gewässer	309
3.8.3	Kosten	309
3.8.3.1	Einzelkosten	310
3.8.3.2	Gesamtkosten	315
3.8.3.3	Kosten-Wirkungs-Relationen	316
3.9	Implementation in das Aufstellungsverfahren	317
3.9.1	Konzeption des Aufstellungsverfahrens	317
3.9.2	Realer Ablauf des Aufstellungsverfahrens	320
3.9.3	Kritische Reflexion	321
4.	Stofftransport-Bilanzmodell Salza	323
4.1	Inhaltliche und methodische Grundlagen	324
4.1.1	Nährstoff Phosphor	324
4.1.2	Übersicht über Modellkategorien	325
4.2	Konzeption des Stofftransport-Bilanzmodells Salza	327
4.2.1	Zielstellung und konzeptioneller Ansatz	327
4.2.2	Verständnis genereller Transportprozesse	329
4.2.3	Stoffspezifische Eintragsquellen und -pfade	332
4.2.3.1	Punktueiler Eintrag	334
4.2.3.2	Diffuser oberirdischer Eintrag von versiegelten urbanen Flächen	337
4.2.3.3	Diffuser oberirdischer Eintrag durch Landoberflächenabfluss	342
4.2.3.4	Direkteintrag durch Düngung	351
4.2.3.5	Diffuser unterirdischer Eintrag aus der Landschaft	352
4.2.3.6	Diffuser atmosphärischer Eintrag	355

4.2.4	Modellalgorithmen und -anwendung	356
4.2.5	Vergleich des Modellansatzes mit ausgewählten Modellen	360
4.3	Ergebnisse	364
4.3.1	Emissionen	365
4.3.2	Messprogramme zur Frachtbestimmung (Immissionen)	368
4.3.3	Retention	369
4.3.4	Räumliche Verteilung der Frachtbeiträge	371
4.3.5	Frachtpartitionen für die Phosphor-Zufuhr in die Mansfelder Seen	375
4.4	Falsifizierung des Modells	377
4.4.1	Überprüfung der Eintragspartitionen und Gesamtretention	378
4.4.2	Überprüfung der raumbezogenen Aussagen	384
4.5	Handlungsfelder und -optionen	385
4.5.1	Siedlungswasserwirtschaft	386
4.5.2	Landwirtschaft	388
4.5.2.1	Abtragswirksame Standorte	388
4.5.2.2	Anlage von dezentralen Stoffrückhalteräumen	391
4.5.3	Veränderung der Gewässerstruktur	395
4.6	Ex ante-Wirkungsanalyse	396
4.7	Alternativenvergleich (Soll-Ist-/Prognose-Bilanz)	397
4.7.1	Wirkungen	397
4.7.2	Nutzbarkeit	400
4.7.3	Kosten	401
4.7.3.1	Siedlungswasserwirtschaft	401
4.7.3.2	Landwirtschaft	402
4.7.3.3	Kosten-Wirkungs-Relationen	403
4.8	Diskussion	405
5.	Zusammenfassende Diskussion und Ausblick	408
5.1	Methode „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“	408
5.1.1	Potenziale für das Gewässereinzugsgebietsmanagement	408
5.1.2	Beitrag zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie	411
5.1.3	Forschungsbedarf	414
5.2	Methode „Umweltbilanz“	418
5.2.1	Potenziale für die Umweltentwicklung	418
5.2.2	Schlussfolgerungen und Ausblick	419
6.	Quellen	422
6.1	Literatur	422
6.2	Unveröffentlichte Quellen	451
6.3	Amtliche Veröffentlichungen, Gesetze, Pläne und Programme	462
6.4	Technische Regelwerke	465
6.5	Kartenwerke und Daten	466
7.	Anhang	467
	Anlage 1: Fließgewässer im Geltungsbereich des Bewirtschaftungsplans Salza	
	Anlage 2: Standgewässer im Geltungsbereich des Bewirtschaftungsplans Salza	
	Anlage 3: Gliederung der Teileinzugsgebiete der wichtigsten Gewässer	
	Anlage 4: EU-rechtliche und gesetzliche Vorgaben (Auswahl) für die Aufstellung der fachlichen Ziele und Standards des Bewirtschaftungsplans Salza	
	Anlage 5: Umweltqualitätsstandards für die Beschaffenheit von Grundwasserleitern	

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Modell der „naturogenen Umwelt des Menschen“	16
Abbildung 2-2: Grundschemata einer objektbezogenen Bewertung	22
Abbildung 2-3: Grundschemata einer objektbezogenen Entscheidung.....	24
Abbildung 2-4: Beiträge des umweltwissenschaftlichen Entscheidungs- monitorings zu den Phasen von Entscheidungsprozessen der Umweltentwicklung	30
Abbildung 2-5: Zielebenen von Umweltqualitätszielkonzepten nach Fürst et al. (1992: 10).....	36
Abbildung 2-6: Schema einer systemtheoretischen Input-Output-Bilanz (nach Bossel 1997: 5, leicht verändert).....	43
Abbildung 2-7: Funktionsschema der Methode „Umweltbilanz“	47
Abbildung 2-8: Zielpyramide von Umweltqualitätszielkonzepten der Methode Umweltbilanz.....	66
Abbildung 2-9: Kategorien von Umweltqualitätsstandards in Abhängigkeit von der Belastung (Kühling 1997: 163).....	73
Abbildung 2-10: Ebenen unterschiedlicher Verbindlichkeit von Schwellenwerten zur Umweltqualität nach Kloke (1987; verändert)	74
Abbildung 2-11: Schritte zur Begründung von Leitbildern der Umweltqualität	78
Abbildung 2-12: Zusammenhang der gebietsbezogenen Zielebenen zur Umweltqualität und zur Umwelthandlung	88
Abbildung 2-13: Zielkategorien und -ebenen der Methode Umweltbilanz	89
Abbildung 2-14: Übersicht wichtiger Bilanzierungsformen für die Methode Umweltbilanz	98
Abbildung 2-15: Generelles Ablaufschema bzw. inhaltliche Schritte des wasserwirtschaftlichen Planungsprozesses (DVWK 1998: 3).....	117
Abbildung 2-16: Funktionsschema der Methode „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“	120
Abbildung 2-17: Funktion und Stellung von Leitbild und Entwicklungsziel im Planungsablauf (DVWK 1996: 43)	130
Abbildung 2-18: Schritte zur Begründung von Leitbildern der Umweltqualität für das Gewässereinzugsgebietsmanagement	143
Abbildung 3-1: Bezugsraum des Bewirtschaftungsplans Salza	165
Abbildung 3-2: Landschaftseinheiten im Einzugsgebiet Mansfelder Seen (MUN 1994)	166
Abbildung 3-3: Jahressummen des Gebietsniederschlags und der potenziellen Evapotranspiration im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen – Reihe 1947-1995 (DWD 1995, DWD 1996)	167
Abbildung 3-4: Orographie des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen (STAU Halle, unveröff.).....	171
Abbildung 3-5: Prinzipschnitt zur irregulären Subrosion am Nordufer des Süßen Sees (Bendel 1997).....	175
Abbildung 3-6: Einzugsgebietsgliederung nach WEG-Schlüssel der LAWA (1993a)	176
Abbildung 3-7: Flächennutzungsverteilung im Bezugsraum des Bewirtschaftungsplans Salza	183
Abbildung 3-8: Bearbeitungsablauf der „wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz“ für den Bewirtschaftungsplan Salza.....	185

Abbildung 3-9: „Systemmodell des wasserhaushaltlichen Einzugszugsgebiets“ für das prinzipielle Zusammenwirken der wesentlichen Gewässerkompartimente im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen.....	187
Abbildung 3-10: (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“ für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen	189
Abbildung 3-11: (Teil-)Systemmodell „Standgewässer“ für Mansfelder Seen.....	191
Abbildung 3-12: Topologische Integration der Geometriedaten für die Operationalisierung des (Teil-)Systemmodells „Fließgewässerabschnitt“	204
Abbildung 3-13: Morphologie der Fließgewässer nach Strukturgüteklassen der Hauptparameter nach LAWA im Teileinzugsgebiet Süßer See (Ist- und Soll-Zustand)	275
Abbildung 3-14: Morphologie der Fließgewässer nach Strukturgüteklassen der Hauptparameter nach LAWA im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen (Ist- und Soll-Zustand)	276
Abbildung 3-15: Zielerfüllungsgrade für die Morphologie der Fließgewässer nach Anteilen der Gewässertlängen je Hauptparameter im Teileinzugsgebiet Süßer See	278
Abbildung 3-16: Zielerfüllung der Strukturgüte im Teileinzugsgebiet Süßer See (Bewirtschaftungs-Szenario).....	304
Abbildung 3-17: Gegenüberstellung der Szenarios nach der Zielerfüllung für die Morphologie der Fließgewässer im Teileinzugsgebiet Süßer See	308
Abbildung 3-18: Gegenüberstellung der Szenarios nach der Zielerfüllung für die Morphologie der Fließgewässer im Teileinzugsgebiet Salziger See	308
Abbildung 3-19: Geschätzte Gesamtkosten (Kostenbarwerte) der Szenarios für den Bewirtschaftungsplan Salza nach Handlungsfeldern und -optionen.....	315
Abbildung 3-20: Verfahrensvorschlag zur Aufstellung des Bewirtschaftungsplans Salza.....	319
Abbildung 4-1: Vereinfachte Darstellung des Prozesses Stoffaustrag, -eintrag und -fracht mit Transmission und Retention	329
Abbildung 4-2: Beziehungen zwischen gemessenen Frachten und Gesamteintrag von Gesamtphosphor in europäischen Flussgebieten (Behrendt & Optiz 1999).....	331
Abbildung 4-3: Teilschritte der Modellanwendung des Stofftransport-Bilanzmodells Salza.....	359
Abbildung 4-4: Jährliche Einträge an Gesamtphosphor (TP) aus Direkteinzugsgebieten der Gewässerabschnitte der Bösen Sieben nach Eintragspfaden.....	366
Abbildung 4-5: Jährliche Einträge an Gesamtphosphor (TP) aus Direkteinzugsgebieten der Gewässerabschnitte der Querne-Weida nach Eintragspfaden.....	367
Abbildung 4-6: Frachtbeiträge der Eintragsquellen je Direkteinzugsgebiet der Fließgewässerabschnitte der Bösen Sieben an Gesamtfracht von Gesamt-P.....	371
Abbildung 4-7: Summen der Einträge und der Frachtbeiträge der Direkteinzugsgebiete der Fließgewässerabschnitte der Bösen Sieben für Gesamtphosphor	372

Abbildung 4-8: Frachtbeiträge der Eintragsquellen je Direkteinzugsgebiet der Fließgewässerabschnitte der Querne-Weida an Gesamtfracht von Gesamt-P	372
Abbildung 4-9: Summen der Einträge und der Frachtbeiträge der Direkteinzugsgebiete der Fließgewässerabschnitte der Querne-Weida für Gesamtphosphor	373
Abbildung 4-10: Flächenspezifische Frachtbeiträge an partikulärem Phosphor durch Landoberflächenabfluss bezogen auf die Zuflüsse der Mansfelder Seen	374
Abbildung 4-11: Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Jahresfrachten für ausgewählte Messstellen der Bösen Sieben (in Fließrichtung von links nach rechts, fortlaufende Nummerierung)	384
Abbildung 4-12: Summenkurven der fließgewässerabschnittsbezogenen Frachten an Gesamt-P in der Böse Sieben für Status quo-, Bewirtschaftungs- und Maximal-Szenario	398
Abbildung 4-12: Summenkurven der fließgewässerabschnittsbezogenen Frachten an Gesamt-P in der Querne-Weida für Status quo-, Bewirtschaftungs- und Maximal-Szenario	398
Abbildung 4-14: Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) sämtlicher Zuflüsse in den Süßen See für Status quo-, Bewirtschaftungs- und Maximal-Szenario sowie des Umweltqualitätsstandards	399
Abbildung 4-15: Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) sämtlicher Zuflüsse in den wieder entstehenden Salzigen See für Status quo-, Bewirtschaftungs- und Maximal-Szenario sowie des Umweltqualitätsstandards	399
Abbildung 4-16: Effizienz und Effektivität verschiedener Handlungsoptionen zur Reduktion des Zuflusses von Gesamtphosphor im TEZG Süßer See	404
Abbildung 4-17: Effizienz und Effektivität verschiedener Handlungsoptionen zur Reduktion des Zuflusses von Gesamtphosphor im TEZG Salziger See	404

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1:	Gebietsmittel des Niederschlags im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen (Reihe 1960–1993; DWD 1995)	168
Tabelle 3-2:	Relativer Anteil von Bodenformen im Teileinzugsgebiet Querne-Weida (GLA 1994)	173
Tabelle 3-3:	Einzugsgebietsgliederung und Flächengrößen der Teileinzugsgebiete im Bezugsraum	176
Tabelle 3-4:	Ausgewählte morphometrische Daten für den Süßen See und ehemaligen Salzigen See	177
Tabelle 3-5:	Morphometrische Daten der Restgewässer des ehemaligen Salzigen Sees (Mösbauer 1996, Klapper & Scharf 1998, STAU Halle 1998)	178
Tabelle 3-6:	Ausgewählte Pflanzengesellschaften der potenziellen natürlichen Vegetation in den Landschaftseinheiten des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen (MUN 1994, Runge et al. 1996)	181
Tabelle 3-7:	Flächennutzungsverteilung in den Teileinzugsgebieten Süßer See, Salziger See und dem Einzugsgebiet des Bewirtschaftungsplans Salza	184
Tabelle 3-8:	Indikatoren(gruppen) für Gewässerkompartimente im Einzugsgebiet Mansfelder Seen	195
Tabelle 3-9:	Leitindikatoren für Gewässerkompartimente im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen	196
Tabelle 3-10:	Untersuchungsmethoden und -modelle für die Operationalisierung des (Teil-) Systemmodells „Fließgewässerabschnitt“	198
Tabelle 3-11:	Untersuchungsmethoden und -modelle für die Operationalisierung des (Teil-) Systemmodells „Standgewässer“	200
Tabelle 3-12:	Strukturgütemodell – Beispielhafter Algorithmus für Zuweisung einer Handlungsoption und Neueinstufung der Strukturgüteklassen	202
Tabelle 3-13:	Leitbild der Umweltqualität für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen	218
Tabelle 3-14:	Umweltqualitätsziele für Einzugsgebiet der Mansfelder Seen	221
Tabelle 3-15:	Schwermetallgehalte (unfiltr. Wasserphase) des Kliebigsbachs oh. Hergisdorf 1996 (STAU Halle 1997a)	233
Tabelle 3-16:	Schwermetallgehalte (unfiltr. Wasserphase) in übrigen Fließgewässern des Teileinzugsgebiets Süßer See (STAU Halle 1997)	234
Tabelle 3-17:	Toxikologisch begründbare Orientierungswerte für Schwermetallgehalte in unfiltrierter Wasserphase für Teileinzugsgebiet Süßer See	235
Tabelle 3-18:	Umweltqualitätsstandards für Schwermetallgehalte in unfiltrierter Wasserphase für Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ nach LAWA (1998e)	236
Tabelle 3-19:	Umweltqualitätsstandards für Schwermetallgehalte im Sediment der Gewässer im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen nach LAWA (1998b) für festgelegte Oberläufe (GK I-II) und übrige Fließgewässer (GK II) (in mg/kg; 50-Perzentile)	236
Tabelle 3-20:	Mikrobiologische Parameter der EU-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer (76/160/EWG)	242
Tabelle 3-21:	Umweltqualitätsziele für Einzugsgebiet der Mansfelder Seen	258

Tabelle 3-22:	Klassifikation der Gewässerstrukturgüte (nach LAWA 1998a, 2000a)	273
Tabelle 3-23:	Zuordnungsvorschrift zur Ermittlung der prozentualen Zielerfüllung für die Gewässerstrukturgüte	273
Tabelle 3-24:	Mittlere Klassenausprägungen der Gewässerstrukturgüte in den Teileinzugsgebieten der Mansfelder Seen nach Hauptparameter der LAWA (1998a)	274
Tabelle 3-25:	Gewässernutzungen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen gegliedert nach Handlungsfeldern	280
Tabelle 3-26:	Handlungsfelder und -optionen des Bewirtschaftungsplans Salza	286
Tabelle 3-27:	Szenarios des Bewirtschaftungsplans Salza mit Handlungsoptionen und Entwicklungsrahmen	297
Tabelle 3-28:	Gütewirtschaftliche und sonstige Gesamtkosten der drei Szenarios (in T€)	316
Tabelle 3-29:	Kosten-Wirkungs-Relationen (in T€/ % Zielerfüllungsgrad) wasserbaulicher Handlungsoptionen bezogen auf Indikatoren zur Morphologie der Fließgewässer	317
Tabelle 4-1:	Einwohnerspezifische Phosphoreinträge in Abhängigkeit von der Abwasserbehandlung nach Literaturangaben, gebietsbezogenen Messdaten und in dieser Arbeit verwendeten Ansätzen (in g P/(Ew*d))	335
Tabelle 4-2:	Ableitung der Abflussbeiwerte aus Versiegelungsgraden von CIR-Luftbilddaten	338
Tabelle 4-3:	Gegenüberstellung verschiedener Literaturangaben und Messwerte aus dem Bezugsraum zur Konzentration von Gesamtphosphor im Niederschlagsabfluss aus Trennkanalisation (Angaben in mg TP/l)	339
Tabelle 4-4:	Auswertung der Reihe 1947-1995 (DWD 1995) des Niederschlags (N) nach Ereignisklassen und Teilsummen >15 mm	340
Tabelle 4-5:	Gegenüberstellung verschiedener Literaturangaben und extrapolierter Messwerte aus dem Bezugsraum zur Konzentration von Gesamtphosphor im Regenüberlauf (TP; in mg/l)	341
Tabelle 4-6:	Datengrundlagen für Generierung der Modelltopologie und Ableitung der ABAG-Faktoren	347
Tabelle 4-7:	Berechnungsgrößen zur Ermittlung des zusätzlichen P-Eintrags aus Dränage (nach Teileinzugsgebieten)	354
Tabelle 4-8:	Jährliche Einträge an Gesamtphosphor (TP) im TEZG Süßer See nach Eintragspfaden	366
Tabelle 4-9:	Jährliche Einträge an Gesamtphosphor im EZG Salziger See nach Eintragspfaden	368
Tabelle 4-10:	Messstellen, Messzeiträume und Messfrequenzen der zugrunde liegenden Frachtermittlungen für Gesamtphosphor (TP)	369
Tabelle 4-11:	Ermittlung der Retention für Gesamtphosphor in den Hauptfließgewässern des TEZG Süßer See und TEZG Salziger See	370
Tabelle 4-12:	Jährlicher Eintrag an Gesamtphosphor in Süßen See aus Frachten sämtlicher Zuflüsse nach Eintragspfaden	376
Tabelle 4-13:	Jährlicher Eintrag an Gesamtphosphor in wieder entstehenden Salzigen See aus Frachten sämtlicher Zuflüsse nach Eintragspfaden	377

Tabelle 4-14:	Gegenüberstellung der pfadspezifischen Einträge von Gesamtphosphor im TEZG Böse Sieben aus vorliegender Arbeit und Untersuchungen von Behrendt et al. (1996)	380
Tabelle 4-15:	Gegenüberstellung der pfadspezifischen Einträge von Gesamtphosphor im TEZG Querne-Weida aus vorliegender Arbeit und Untersuchungen von Behrendt et al. (1998)	381
Tabelle 4-16:	Gegenüberstellung der Gesamteinträge, -frachten und Retention für Gesamtphosphor in TEZG Böse Sieben und TEZG Querne-Weida aus vorliegender Arbeit und Untersuchungen von Behrendt (1996, et al. 1998)	383
Tabelle 4-17:	Handlungsfelder und -optionen zur Reduzierung der Phosphorzufuhr in die Mansfelder Seen	385
Tabelle 4-18:	Anschlussgrade der Einwohner an öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen 1996 und 2020 im Bezugsraum des Bewirtschaftungsplans Salza	387
Tabelle 4-19:	Vorhandene und geplante Kläranlagen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen	388
Tabelle 4-20:	Zuweisung der Handlungsoptionen für abtragswirksame Standorte zu den Szenarios des Bewirtschaftungsplans Salza in Abhängigkeit von Quantilen der flächenspezifischen Frachtbeiträge	391
Tabelle 4-21:	Prognostizierter jährlicher Eintrag an Gesamtphosphor in den Süßen See aus Frachten sämtlicher Zuflüsse nach Eintragspfaden	396
Tabelle 4-22:	Prognostizierter jährlicher Eintrag an Gesamtphosphor in den wieder entstehenden Salzigen See aus Frachten sämtlicher Zuflüsse nach Eintragspfaden	397
Tabelle 4-23:	Übersicht der Investitionskosten für Abwasserbeseitigungsmaßnahmen der Abwasserbeseitigungspläne bis 2020 bezogen auf die Seeneinzugsgebiete (in T€)	402
Tabelle 4-24:	Kosten für Anlage von Stoffrückhalteräumen (SRR) in TEZG Süßer See und TEZG Salziger See (in €)	402
Tabelle 4-25:	Gesamtkosten für landwirtschaftliche Handlungsoptionen zur Reduzierung des Zuflusses von Gesamtphosphor beim Bewirtschaftungs-Szenario (€)	403
Tabelle 4-26:	Gesamtkosten für landwirtschaftliche Handlungsoptionen zur Reduzierung des Zuflusses von Gesamtphosphor beim Maximal-Szenario (€)	403
Tabelle 4-27:	Kosten-Wirkungs-Relationen verschiedener Handlungsoptionen zur Reduktion des Zuflusses von Gesamtphosphor im TEZG Süßer See und TEZG Salziger See	405

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
A	Fläche
A _E	Fläche (Teil-)Einzugsgebiet
ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
Abb.	Abbildung
Abs.	Absatz
AfS	Abfiltrierbare Stoffe
AOX	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen
Art.	Artikel
AZV	Abwasserzweckverband
Buchst.	Buchstabe
CIR	Color-Infrarot
DEZG	Direkteinzugsgebiet (direkt in einen Fließgewässerabschnitt oder ein Standgewässer entwässernd, ohne Zufluss über klassifizierten Wasserkörper oberstrom)
DGM	Digitales Höhenmodell
E	Eintrag (Emission, Input)
Ew	Einwohner
ebd.	ebenda (Verweis auf die zuvor genannte Literaturquelle)
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure (Komplexbildner)
EG	Europäische Gemeinschaft
EU	Europäische Union
EW	Einwohnerwert
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
Ewg	Einwohnergleichwert
EZG	Einzugsgebiet eines Flusses oder Standgewässers
F	Fracht (Immission, Output)
g/(Ew*d)	Gramm pro Einwohner und Tag
GIS	Geographisches Informationssystem
GK	Gütekategorie
GW	Grundwasser
GWL	Grundwasserleiter
h	Stunden
HELCOM	Helsinki Convention of the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area
HHQ	Höchster Hochwasserdurchfluss
Hg./Ed.	Herausgeber/Editor
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
IKSR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
INK	Internationale Nordsee-Anrainerstaatenkonferenz
IVU	Richtlinie 96/61/EG des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
KA	Kläranlage
KKA	Kleinkläranlage
kg/a	Kilogramm pro Jahr
L	Länge
l/s	Liter pro Sekunde
µg/l	Mikrogramm pro Liter

mg/l	Milligramm pro Liter
MHQ	Mittlerer Hochwasserdurchfluss
m ³ /s	Kubikmeter pro Sekunde
mm/a	Millimeter pro Jahr
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserdurchfluss
MQ	Mittelwasserdurchfluss
n	Anzahl
N	Stickstoff
NNQ	Niedrigster Niedrigwasserdurchfluss
NTA	Nitrilotriessigsäure
OSPAR	Oslo Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic
o-PO ₄ ⁻	Ortho-Phosphat
P	Phosphor
PAK	Polychlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PET	Potenzielle Verdunstung
PP	Partikulär gebundener Phosphor
ppm	parts per million
%	Prozent
Q	Durchfluss
RB	Regierungsbezirk
RP	Regierungspräsidium
SI	Saprobien-Index
SRP	Gelöster anorganisch Phosphor
STAU	Staatliches Amt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
Σ	Summe
Tab.	Tabelle
T€	Tausend Euro
TEZG	Teileinzugsgebiet (gesamtes Einzugsgebiet eines Gewässers als Teil eines zusammenhängend bewirtschafteten Einzugsgebiets)
TIN (=DIN)	Gesamter anorganischer Stickstoff
TN	Gesamtstickstoff
TP	Gesamtposphor
TS	Trockensubstanz
u.a.	unter anderem
UBA	Umweltbundesamt
UHZ	Umwelthandlungsziel
UHS	Umwelthandlungsstandard
UQZ	Umweltqualitätsziel
UQS	Umweltqualitätsstandard
v.a.	vor allem
vgl.	vergleiche
VO	Verordnung
WHG	Wasserhaushaltsgesetz der Bundesrepublik Deutschland
WRRL	Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie)
Ziff.	Ziffer

(In Ausnahmefällen ergänzende oder abweichende Bedeutungen werden bei zitierten Abkürzungen angegeben.)

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit dem theoretischen und methodologischen Kontext einer ganzheitlichen Entwicklung der naturogenen Umwelt. Unter Berücksichtigung der bisherigen Ansätze aus der Umweltplanung und der angewandten Umweltforschung wird eine weiterführende Methode namens „Umweltbilanz“ konzipiert. Bei der Umweltbilanz handelt es sich um eine methodische Rahmenkonzeption für eine entscheidungsorientierte Abbildung von definierten Umwelten. Sie schließt eine geeignete Aufbereitung von umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen für die gesellschaftliche Festlegung von Umweltzielen mit ein.

Die allgemein formulierte Methode wird für die speziellen Anforderungen des Flussgebietsmanagements als „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“ konkretisiert und am Beispiel der Erarbeitung des Bewirtschaftungsplans Salza entscheidungspraktisch erprobt. Auf der Grundlage der erzielten Ergebnisse werden die mit dem neuen Ansatz verbundenen Innovationen erläutert und Empfehlungen für die weitere Forschung abgeleitet.

Ausgangspunkt für die Untersuchung ist eine theoretische Auseinandersetzung mit der Entscheidungsunterstützung bei der Entwicklung der naturogenen Umwelt. Dabei zeigt sich, dass auf der einen Seite die bisherige Umweltplanung Komplexität und Dynamik von naturogenen Umwelten nur bedingt zu operationalisieren vermag. Auf der anderen Seite erlaubt das Erkenntnisinteresse der umweltwissenschaftlichen Forschung vielfach keine unmittelbare Interpretation ihrer Ergebnisse in Bezug auf gesellschaftliche Steuerungserfordernisse.

Zwischen der Beschreibung der naturogenen Umwelt und der Steuerung von gesellschaftlichen Wechselwirkungen mit der Umwelt resultieren damit Defizite bei der Umweltentwicklung. Als geeignetes theoretisches Konzept wird deshalb ein „umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring“ formuliert. Es versteht Umweltentwicklung als einen „koevolutionären Entscheidungsprozess“, innerhalb dessen die Umweltwissenschaften bzw. nach umweltwissenschaftlichen Paradigmen tätige Experten kontinuierlich Erkenntnisse über aktuelle und zu erwartende Umweltzustände sowie Begründungszusammenhänge für gesellschaftliche Bewertungen bereitstellen.

Mit der Methode „Umweltbilanz“ wird ein Ansatz zur Operationalisierung des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings beschrieben. Ihre Zielstellung wird als „fortschreibungsfähige Gegenüberstellung einer systemaren Abbildung von realen und alternativen potenziellen Zuständen der naturogenen Umwelt mit einem gesellschaftlich angestrebten Umweltzustand“ definiert.

Sie stellt ein Instrumentarium dar, das in seiner wirkungsanalytischen Dimension die Simulation des Systemzustands, die Operationalisierung von Handlungsoptionen und die Wirkungsprognose bzw. ex ante-Wirkungsanalyse von Handlungsalternativen bzw. Szenarios umfasst. Ihre normative Dimension bezieht sich auf eine adäquate Aufbereitung von umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen als Begründungszusammenhänge für die gesellschaftliche Bestimmung von Soll-Zuständen. Bei der eigentlichen Bilanzierung werden Soll-, Ist- und Prognose-Zustände für bestimmte Zeitpunkte gegenübergestellt. Auf diese Weise werden gesellschaftliche Bewertungen und Entscheidungen in Bezug auf eine kontinuierliche Umweltentwicklung unterstützt.

Die *wirkungsanalytische Dimension* ist durch eine systemare Abbildung der unbelebten und belebten Elemente einer definierten naturogenen Umwelt des Menschen charakterisiert. Sie schließt vor allem die Identifikation der Wirkungsbeziehungen zwischen Gesellschaft und Umwelt mit ein. Die Erkenntnisse werden in konzeptionellen Systemmodellen dargestellt. Die Operationalisierung dieser Systemmodelle erfolgt mittels primärer oder sekundärer Integration von partiellen Untersuchungsmethoden und Teilmodellen in ganzheitlichen Simulationsmodellen. Über gesellschaftlich steuerbare Parameter werden Schnittstellen zu Handlungsoptionen hergestellt.

Für die Bilanzierung von Umweltzuständen und ein Monitoring des realen Systemverhaltens erfolgt auf der Basis der Systemmodelle die Ableitung von Indikatoren. Im Gegensatz zu verbreiteten Indikatorensets nach Politikfeldern sind die aus dem ganzheitlichen Zusammenhang festgelegten Indikatoren der Methode Umweltbilanz für die untersuchten Umweltsysteme in besonderem Maß repräsentativ.

Bei der *normativen Dimension* der Methode Umweltbilanz geht es um die Bestimmung von anzustrebenden Zuständen von Umwelten, die als Soll-Zustände in die Umweltbilanz einfließen. Dazu gilt es für die genannten Indikatoren Zielkriterien zu formulieren. Aus wissenschaftstheoretischen Gründen können diesbezüglich nur umweltwissenschaftliche Begründungszusammenhänge erarbeitet werden. Die eigentliche Festlegung von Werten und Zielen bleibt gesellschaftlichen Festlegungen vorbehalten. Sie wird deshalb in der Methode Umweltbilanz von den umweltwissenschaftlichen Beiträgen konsistent abgegrenzt.

Im Hinblick auf die Ziele zu Umweltzuständen werden zwei entscheidungsrelevante Zielkategorien unterschieden. Dies sind die auf dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse ausgerichtete Umweltqualitätszielkategorie und die aus der Abwägung mit ökonomischen und sozialen Belangen hervorgehende Umwelthandlungszielkategorie. Beide weisen analoge Zielebenen auf, vom ganzheitlichen Leitbild über qualitative Ziele bis hin zu messbaren Standards.

Bei der Bilanzierung werden die wirkungsanalytische und die normative Dimension auf der Ebene der Indikatoren für eine Bewertungs- und Entscheidungsunterstützung zusammengeführt. Die Bewertungsunterstützung dient dem Vergleich von Soll- und Ist- oder von Soll- und Prognose-Zuständen. Bei der Entscheidungsunterstützung geht es darüber hinaus um die Gegenüberstellung alternativer Szenarios zum Zwecke deren Ordnung und Reihung. Durch die Bezugnahme der Bilanzierungsindikatoren auf die ganzheitlichen Zusammenhänge von konkreten Umwelten entsteht für gesellschaftliche Entscheidungsprozesse ein problemgerechtes und innovatives Instrumentarium. Es schafft die Voraussetzungen für eine adäquate Komplexitätsreduktion und eine reflexive Steuerung bei der Entwicklung der naturogenen Umwelt.

Die allgemein formulierte Methode Umweltbilanz wird im weiteren Verlauf der Arbeit für wasserhaushaltlich definierte Umwelten des Gewässereinzugsgebietsmanagements konkretisiert. Als „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“ wird die „fortschreibungsfähige Gegenüberstellung einer systemaren Abbildung von realen und alternativen potenziellen Zuständen eines oberirdischen Gewässers (Fließ-, Stand-, Übergangs- oder Küstengewässer) einschließlich seines Einzugsgebiets und dessen Grundwasser mit einem gesellschaftlich angestrebten Umweltzustand“ bezeichnet. Für sie sind analog eine wirkungsanalytische und eine normative Dimension konstitutiv.

Wirkungsanalytisch geht es um eine ganzheitliche Abbildung sämtlicher wasserhaushaltlicher Kompartimente von Gewässern und ihrer Einzugsgebiete. In spezifischer Weise sind für alle Gewässertypen hydromorphologische, hydrologische, hydrochemische und biologische Kompartimente von Belang. Bezüglich der normativen Dimension werden aus der europäischen, nationalen und landeshoheitlichen Wasserpolitik prinzipielle Leitlinien benannt und die Anforderungen an die weiterführende Begründung gebietsbezogener Leitbilder, Ziele und Standards beschrieben. Bei dieser Systematisierung werden aus der bisherigen Zieldiskussion der nationalen Wasserwirtschaft geht es auch um die Herstellung von Bezügen zu der mittlerweile gültigen Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Dabei werden auch Grenzen der aktuellen Regelungen aufgezeigt.

Für die entscheidungspraktische Erprobung wird mit dem Fallbeispiel des Bewirtschaftungsplans Salza ein relativ kleines, in seinen wasserwirtschaftlichen Problemen jedoch besonders facettenreiches Flussgebiet gewählt. Die Salza ist ein linksseitiger Nebenfluss der Saale und entwässert im Wesentlichen das Mansfelder Seengebiet westlich von Halle (Saale). Die Bewirtschaftung ihres Einzugsgebiets ist mit hohen Nährstoff-, Salz- und Schwermetallfrachten, der Wiederentstehung des Salzigen Sees und einer besonderen morphologischen und biologischen Verarmung der Fließgewässer konfrontiert.

Für die Bearbeitung der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz konnte auf die hydromorphologischen, hydrologischen, hydrochemischen und biologischen Untersuchungen von 15 Teilprojekten der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza zurückgegriffen werden. Diese Teilprojekte wurden sekundär in den Ansatz der Umweltbilanz integriert. Als funktionale Gliederung des Einzugsgebiets mit seinen Gewässern dienen Ökosysteme für Fließgewässerabschnitte und Standgewässer mit ihren jeweiligen ober- und unterirdischen Direkt-einzugsgebieten. Diese Systeme werden inhaltlich mittels konzeptioneller Systemmodelle beschrieben und technisch durch GIS-gestützte Kopplung der verschiedenen Untersuchungsansätze und Teilmodelle operationalisiert.

Die Modellkopplung wird anhand des Stofftransports von Phosphor vertiefend dargestellt. Der Nährstoff wurde einerseits wegen seiner maßgeblichen Bedeutung für die trophischen Verhältnisse der Oberflächengewässer ausgewählt. Andererseits bedarf die Steuerung der gegenwärtig hohen Einträge der Betrachtung einer Vielzahl von Eintragsquellen und Einflussfaktoren. Das für diese Aufgabe entwickelte, emissions- und immissionsseitige Stofftransport-Bilanzmodell bezieht sowohl die Abflussverhältnisse als auch die Morphologie der Gewässer mit ihren Direkt-Einzugsgebieten ein. Es erlaubt eine räumlich hoch auflösende Bestimmung der Reduktionspotenziale. Auf dieser Grundlage wurden mit den an der Aufstellung des Bewirtschaftungsplans Beteiligten Handlungsalternativen abgestimmt und auf ihre Wirksamkeit untersucht.

Als normative Referenz für den Zustand des untersuchten Einzugsgebiets wurde ein ganzheitliches und hierarchisches Umweltqualitätszielkonzept erstellt. Es umfasst naturräumliche und toxikologische Begründungszusammenhänge auf den Ebenen von Umweltqualitäts-Leitbild, Umweltqualitätszielen und -standards. Im Zuge eines gesonderten Verfahrensschrittes bei der Planaufstellung konnte für das Zielkonzept eine gesellschaftliche Legitimation als Soll-Zustand erreicht werden.

Die Bilanzierung von Soll-, Ist- und Prognose-Zuständen wird in ihrem inhaltlichen Spektrum dargestellt und anhand ausgewählter Indikatoren vertiefend erläutert. Dabei wird deutlich, dass sowohl die Repräsentanz der Abbildung des untersuchten Einzugs-

gebiets als auch die inhaltliche Aussagekraft der einzelnen Indikatoren durch die Methode Umweltbilanz wesentlich erhöht werden konnte. Durch die gesellschaftlichen Soll-Zustände kann außerdem ein hohes Maß an Akzeptanz in Bezug auf die umweltwissenschaftliche Bewertungs- und Entscheidungsunterstützung erreicht werden.

Von Seiten der verfahrensführenden Behörde bei der Aufstellung des Bewirtschaftungsplans Salza sind nicht alle mit der Methode gegebenen Potenziale ausgeschöpft worden. Die Erprobung des Ansatzes hat sich dennoch sowohl in Bezug auf die Integration der vielfältigen Einzeluntersuchungen als auch der gesellschaftlichen Beteiligung bei den normativen Komponenten als Innovation für die Umweltentwicklung erwiesen. Die prozessualen Potenziale der Fortschreibungsfähigkeit stehen für ein künftiges kontinuierliches Entscheidungsmonitoring zur Verfügung. Hierdurch wird eine Erfolgskontrolle der eingeleiteten Bewirtschaftung sowie eine Justierung des weiteren Einzugsgebietsmanagements ermöglicht.

Insgesamt eröffnet die Methode Umweltbilanz nicht nur für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, sondern auch für die grundsätzlichen Aufgaben der Umweltentwicklung eine stärkere Durchdringung von umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen und planerischen Erfordernissen. Als Schwerpunkt für die weitere Forschung wird einerseits eine Forcierung der Forschung zur Kopplung von Partialmodellen identifiziert. Andererseits ist der Bedarf für weitere Untersuchungen über die akteursorientierten Anforderungen an die koevolutionäre Steuerung von Gewässereinzugsgebieten und nach anderen Gesichtspunkten abgegrenzten Umwelten deutlich geworden.

1. Einführung

1.1 Problemstellung

Globale, regionale und lokale Umweltveränderungen ausgelöst durch Einwirkungen des Menschen sind weithin anerkannt (z.B. WBGU 1999, IPCC 2001, UNEP 2002). Nachdem dahingehend zunächst die Erforschung der Umwelt und teilweise das Ausmaß der anthropogenen Beeinflussung im Vordergrund standen, finden in der Gegenwart die für den Umweltzustand maßgeblichen gesellschaftlichen Entscheidungen zunehmendes Interesse. So befasst sich die sozial- und politikwissenschaftliche Forschung (z.B. Luhmann 1990: 68, Jänicke 1993, Zieschank 1999, Jänicke & Jörgens 2000) mit den umweltrelevanten Akteuren und deren Entscheidungsverhalten. Für die Umweltwissenschaften¹ rücken damit Fragen nach einer adäquaten Bereitstellung von Umweltinformationen in den Vordergrund (SRU 1998: Tz. 14ff., 2000: Tz. 52).²

In diesem Sinne lässt sich ein Forschungs- und Aufgabenfeld identifizieren, das die *umweltwissenschaftliche Vorbereitung und Begleitung von gesellschaftlichen Entscheidungen über anthropogene Wirkungen auf die natürliche Umwelt des Menschen mit ihren Rückwirkungen* zum Gegenstand hat (vgl. Bechmann & Grunwald 2002: 115ff.). Wenngleich es sich einer exakten inhaltlichen Abgrenzung entzieht, kann es allgemein durch die zusammenhängende Betrachtung der folgenden Teilfragestellungen umrissen werden:

- entscheidungsorientierte Analyse von Mensch-Umwelt-Systemen
- Spezifikation von Umweltzielen
- Prognose der Auswirkungen von Handlungspotenzialen³
- Gegenüberstellung vorhandener, angestrebter und prognostizierter Umweltzustände
- Vergleich von alternativen Handlungspotenzialen sowie
- Monitoring von Entscheidungsfolgen

Ziel der Arbeit ist es, diesen Zusammenhang theoretisch aufzuspannen und den methodologischen Kontext für seine Operationalisierung zu schaffen. Auf dieser Grundlage wird eine allgemeine Methode „Umweltbilanz“ beschrieben und anhand des wasserwirtschaftlichen Einzugsgebietsmanagements als „Wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“ spezifiziert. Der Ansatz wird am Beispiel des Bewirtschaftungsplans für das Einzugsgebiet der Salza (Sachsen-Anhalt) erprobt. In seinen Grundzügen soll er jedoch einen generellen Beitrag zur umweltwissenschaftlichen Handhabung der skizzierten Problemstellung leisten.

¹ Näheres siehe Kap. 2.1.

² „The gap between the „natural environment“ and the human needs and expectations must be filled quickly in order to reduce the uncertainty by which humans use resources. ... Ecology should be an integrating and problem-solving science, evolving theories and models that are able to capture the complexity of the environment, transferring the knowledge of ecosystem functioning to human related processes, restoring the necessary feedback between human action and environmental reaction“ (Farina 1999: 3).

³ Der Begriff wird hier als Überbegriff für Handlungsfelder, -optionen, -alternativen bzw. Szenarios verwendet. Näheres siehe in Kap. 2.1.

Von der Planung der Umwelt zur „Umweltentwicklung“

Für den genannten Aufgaben- bzw. Forschungsbereich findet sich in der Literatur bislang kein exakter Terminus. Inhaltliche Verwandtschaften bestehen insbesondere zu dem Gebiet, welches als „ökologische Planung“ (z.B. TRENT 1973: 81, Fürst et al. 1992: 7), „ökologisch orientierte Planung“ (z.B. Fränzle et al. 1992: 3, Jessel 1998: 34ff., Jessel & Tobias 2002, 21), „räumlich-ökologische Planung“ (Hanisch 1997) und „Umweltplanung“ (z.B. Umweltprogramm der Bundesregierung 1971, Buchwald 1996: 213ff., Fürst & Scholles 2001: 41ff.) bezeichnet wird. Jessel & Reck (1999: 3) betrachten „jedes zielgerichtete Verhalten, das eine bewusste Veränderung von Bestandteilen menschlicher Umwelt anstrebt, als *Umweltplanung im weiteren Sinne*. Ökologisch orientierte Planung als *Umweltplanung im engeren Sinne* basiere auf den Ergebnissen ökologischer Forschung, einer medienübergreifenden Betrachtung und beinhalte Werthaltungen zu Zielen, Handlungsempfehlungen und Maßnahmen.“⁴

Der in sämtlichen Bezeichnungen verwendete Begriff „Planung“ verweist in einen Tätigkeitsbereich, der durch die „gedankliche Vorwegnahme künftigen Handelns“ (Stachowiak 1970: 1) gekennzeichnet ist. Im genannten Kontext handelt es sich um eine gesellschaftliche Aufgabe, die neben (wissenschaftlich-technischen) Sachinformationen politische, ethische und ästhetische Einstellungen zu berücksichtigen hat.⁵ Aufgrund dieser lebensweltlichen Bedingungen kann von einer werthaltigen Zweck-Mittel-Perspektive gesprochen werden (Bechmann 1981: 81). Obgleich in der Literatur hinsichtlich der Werthaltigkeit von Planung kein einheitliches Begriffsverständnis existiert (z.B. Bechmann 1981: 53f., Müller 1997: 50; siehe auch unten), scheinen diejenigen Definitionen zu überwiegen, welche die Setzung von Werturteilen als konstitutiven Bestandteil von Planung mit einbeziehen (z. B. Hanisch 1999: 76, Fürst & Scholles 2001: 11). Müller (1997: 50) kritisiert in diesem Sinne eine „handlungstheoretische Selbstbeschränkung auf reine reflektorische Entwürfe“ als „von einem rationalistischen Vorurteil getragen“.

Planung⁶ als Träger des oben genannten Aufgabenbereichs ist zunehmend in Kritik geraten. Grund ist die Erkenntnis, dass Systeme der *naturogenen Umwelt des Menschen*⁷ aufgrund ihrer Überkomplexität nur eingeschränkt beschrieben werden können (Haber 1992: 23). Jaeger (1999: 53) spricht dahingehend sehr anschaulich von einem „Tantalusproblem“, da sich diese Frage einem direkten, grundsätzlichen und endgültigen Lösungszugriff stets entzieht – wie sich das Wasser und die Früchte dem Tantalus entziehen, wenn er seine Hand nach ihnen ausstreckt. Zugleich richtet sich die Kritik gegen die kausale Antizipation von künftigen Umweltzuständen und deren starre Festlegungen in Plänen. Systeme der naturogenen Umwelt unterliegen durch ihre Selbstorganisation einer „intrinsischen Nichtvoraussagbarkeit“ (Haber 1999: 78), die einer Planung und Steuerbarkeit äußerst enge Grenzen setzt. Die Mehrzahl umweltrelevanter Ent-

⁴ In der deutsch- und englischsprachigen Literatur werden i.d.R. zwei Aufgabenfelder mit einer Reihe von Instrumenten unterschieden: die Entwicklungsplanung (z.B. Landschaftsplanung) und die Umweltfolgenabschätzung (z.B. Projekt-UVP, SUP, FFH-Verträglichkeitsprüfung). Der in der Entwicklungsplanung verwendete Begriff „Planung“ geht bisher auf ein klassisches Planungsverständnis zurück (z.B. Hübler 1988, 2003).

⁵ Zur Schwierigkeit einer Abgrenzung von „Planung“ von „verwaltungsmäßiger Entscheidungsvorbereitung“ siehe Fürst & Scholles (2001: 10).

⁶ Mit „Planung“ ist hier die überindividuelle, staatliche und nicht staatliche Planung gemeint.

⁷ Näheres zu diesem Begriff siehe in Kap. 2.1.

scheidungen basiert vielmehr auf Erkenntnissen, die durch „kognitive Unsicherheit“⁸ bestimmt sind (z. B. Leser 1997: 419f., Breckling & Müller 2000: 7f.).⁹ Diese Tatsache ist spätestens mit den Ergebnissen der sogenannten Chaosforschung bewusst geworden (vgl. z. B. Briggs & Peat 1990, Greschik 1997). In der Folge wird für die Beeinflussung der naturogenen Umwelt ein dynamisch reflexiver Umgang gefordert (SRU 1998: 94). Hierbei sind sowohl Wissen als auch Nichtwissen zu betrachten (Beck 1996: 298, Heidenreich 2000: 107f.).

Aber nicht alleine bezogen auf die Umwelt wird ein starres Planungsverständnis kritisch diskutiert. In der Raumwissenschaft werden für das deutsche (Regional-)Planungssystem vor allem „mangelnde Flexibilität der Pläne, unrealistische Steuerungsansprüche der räumlichen Planung, langwierige und umständliche Aufstellungsverfahren, eine zu geringe Handlungs- und Umsetzungsorientierung sowie eine schwache Einbindung von Planadressaten“ konstatiert (Müller 1999a: 65f.; vgl. ARL 1995: 125, DVWK 1999b: 4f., Fürst 2000: 14f.). Nach Müller (1997: 40) zeigt sich anhand der kommunalen Planung, dass die gesellschaftlichen Rahmenbedingungen für Planung durch „grundlegende Veränderungen in den Politik- und Administrationsmodi“ sowie „substanzielle Veränderungen in Aufgaben, Handlungsspielräumen und Funktionen“ (lokaler) staatlicher Organe geprägt sind.

Eine vergleichbare Diskussion fand und findet nach wie vor in der Organisationstheorie statt. Dort ist vor allem die zentrale Steuerungsfunktion der in klassischen Managementprozessen vorgelagerten Planung Gegenstand der Kritik. Nach Steinmann & Schreyögg (2000: 125f.) beruht eine „plandeterminierte Unternehmensführung“ auf zwei Grundannahmen:

- (1) „Die Umwelt des Handlungssystems Unternehmung ist in allen ihren Wirkungszusammenhängen erfassbar und in ihrer Entwicklung prognostizierbar.
- (2) Das Handlungssystem Unternehmung kann problemfrei Planvorgaben realisieren, d.h. das System als solches ist vollständig erfassbar und beherrschbar.“

Beide Annahmen seien in Anbetracht der Probleme, die auftreten, wenn Pläne realisiert werden sollen, „reine Idealisierungen, im praktischen Vollzug völlig unrealistisch und im Widerspruch zu jeder Lebenserfahrung“ (ebd.: 126).

Angeregt durch diese Kritik und durch Planungssysteme anderer Staaten wird in der nationalen räumlichen Planung seit den 1990er Jahren ein verändertes Planungsverständnis diskutiert.¹⁰ An Stelle einer dirigistischen und finalen Planung, die auch als „klassische“ Planung bezeichnet wird (Wiechmann 1998), rückt die Bedeutung einer inkrementalen, kooperativen und diskursiven Steuerung unter Beteiligung der Akteure in den Mittelpunkt (vgl. Selle 1996). Dabei wird auf verschiedene Ansätze aus den internationalen Planungs- und Organisationswissenschaften Bezug genommen. Beispielhaft sind dahingehend die „strategische Planung“ (z. B. Mintzberg 1995, Steinmann & Schreyögg 2000), der „perspektivische Inkrementalismus“ (Ganser et al. 1993), der „akteurzentrierte Institutionalismus“ (z. B. Mayntz & Scharpf 1995) sowie informelle Pla-

⁸ Mayntz (1990: 137, 141ff.).

⁹ Diese Feststellung trifft nicht alleine für die naturogene Umwelt als Betrachtungsgegenstand zu, sondern hat auch für andere Planungs- und Entscheidungsprobleme ihre Gültigkeit (vgl. Laux 1998: 114).

¹⁰ Einen Überblick findet sich u.a. bei Fürst & Scholles (2001: 17ff.).

nungsansätze wie das Flächen- oder das Regionalmanagement (Fürst 2000) zu nennen. Bezüglich der Aufgaben der Regional- und Stadtplanung wird vor diesem Hintergrund teilweise von Regional- und Stadtentwicklung (z.B. Müller 1999b: 603ff.) gesprochen.

Wegen der erwähnten grundlegenden umweltwissenschaftlichen Bedenken gegenüber dem Begriff „Planung“ und in Anbetracht der gesellschaftswissenschaftlichen Kritik an der „klassischen“ Planung wird im Weiteren anstatt von „Umweltplanung“ in Übereinstimmung mit Haber (1999: 78) von einem gesellschaftlichen Aufgabengebiet der „Umweltentwicklung“ gesprochen.¹¹ Darunter wird eine *ziel- und lernorientierte*¹² *gesellschaftliche Beeinflussung*¹³ von Umweltsystemen unter kontinuierlicher Reflexion der realen Systemdynamik verstanden.

Umweltentwicklung in diesem Sinne umfasst einerseits die approximative Antizipation der naturogenen¹⁴ und möglicher anthropogenen Umweltveränderungen sowie an gesellschaftlichen Zielen ausgerichtete Entscheidungen und Handlungen. Zum anderen wird sie durch eine periodische Verifizierung bzw. Falsifizierung der Entscheidungsvoraussetzungen, eine Kontrolle des Erfolgs der konzipierten Handlungen sowie eine lernorientierte Modifizierung der Entscheidungen selbst bestimmt.¹⁵ Dieses Aufgabenverständnis geht davon aus, dass aufgrund eng begrenzter Prognosemöglichkeiten bei der Umweltvorsorge im Rahmen dauerhaft umweltgerechter¹⁶ Nutzung fortwährende Anpassungen notwendig sind. Darüber hinaus soll im Hinblick auf die Dynamik gesellschaftlicher Entwicklungen eine Flexibilität bei der Auswahl alternativer Handlungspotenziale (und Justierung der Ziele) eröffnet werden.

„Umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring“ als Teilaufgabe der Umweltentwicklung

Bezogen auf den eingangs skizzierten Aufgabenbereich kann sich die Umweltentwicklung nicht auf die Betrachtung der physischen Aspekte von umweltrelevanten Entscheidungen¹⁷ beschränken. Vielmehr hat sie auch ökonomische und soziokulturelle Belange im Sinne des Nachhaltigkeitsprinzips¹⁸ einzubeziehen. Nur so lässt sich die Gesamtheit aller Wirkungsursachen und Entscheidungsfolgen in Betracht ziehen. Innerhalb eines

¹¹ Eine Bezeichnung „ökologische Entwicklung“ wird als nicht adäquat erachtet, da sich der Fokus erstens bewusst auf den Gegenstand der naturogenen Umwelt richtet und zweitens bei einer adjektivischen Bezugnahme auf die Wissenschaften der Ökologie in einem gesellschaftlichen Kontext die Gefahr der Vermengung mit normativen Begriffsbedeutungen gegeben wäre.

¹² Auf die Funktion von Planung für die Auslösung „gemeinwohlorientierter, kooperativer Lernprozesse“ weist Fürst (1995: 709) hin. Diese Aufgabe kann von einer reflexiven Umweltentwicklung in besonderer Weise wahrgenommen werden (vgl. Hutter & Schanze 2004).

¹³ Schließt den Verzicht auf eine Beeinflussung mit ein. Im Begriff *Umweltentwicklung* klingt sowohl ein aktives Moment der Beeinflussung als auch ein passives Moment der (Eigen-)Dynamik von Umweltsystemen mit.

¹⁴ Siehe in Kapitel 2.1.

¹⁵ Siehe Kap. 2.1.2.

¹⁶ In Anlehnung an den SRU (1996: Tz. 8) wird „dauerhaft umweltgerecht“ als ökologischer Belang von der „ökonomischen und sozialen *Entwicklung*“ unterschieden.

¹⁷ Entscheidungen i. e. S. bzw. Endentscheidungen (siehe Kap. 2.1).

¹⁸ Siehe Kap. 2.1.

derartigen Verständnisses von umweltrelevanten Entscheidungen besteht der Bedarf nach Umweltinformationen, die von lebensweltlichen Werthaltungen noch weitestgehend frei sind und dadurch als sachliche Entscheidungsgrundlage dienen können.

Für die Umweltentwicklung ist deshalb eine Kategorie erforderlich, die sich alleine auf eine umweltwissenschaftliche Entscheidungsvorbereitung und -begleitung bezieht. Sie wird im Weiteren als „umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring“ bezeichnet.¹⁹ Ihre Aufgabe wird als *Bereitstellung, operable Strukturierung und fortschreibungsfähige Darstellung von umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen im Hinblick auf die Vorbereitung und Begleitung gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse* definiert. Bei der Aufbereitung von Erkenntnissen über die naturogene Umwelt bewegt es sich ausschließlich im Rahmen wissenschaftstheoretischer Erkenntnismöglichkeiten. Für die angestrebte Entscheidungsvorbereitung und -begleitung bedarf es konkreter Bezüge zu den gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen.²⁰

Im Hinblick auf die skizzierte Diskussion zur Werthaltigkeit von Planung wird mit diesem umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitoring statt einer Dichotomie zwischen Werthaltigkeit und Wertneutralität eine Abschichtung einer rationalistischen Ebene von einer umfassenderen werthaltigen Ebene vorgenommen. Die „von einem rationalistischen Vorurteil getragene“ Position wird dabei der Entscheidungsvorbereitung und -begleitung des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings zugeordnet. Beispielfür diese Auffassung lässt sich Grunwald (1997: 328) nennen, nach dem es sich beim „Planen“ (hier: Entscheidungsvorbereitung und -begleitung; d. Verf.) darum handelt, „(1) Zwecke und Ziele zu einem kohärenten Zielsystem zu verbinden oder (2) Handlungen zur Realisierung eines Zweckes zu identifizieren, zu ordnen, zu optimieren etc. „Planen“ (in diesem engeren Sinne; der Verf.) ist somit stets ein antizipierendes Reflektieren (1) von Zwecken und Zielen oder (2) von Handlungsschemata, ohne diese jedoch zu setzen bzw. zu aktualisieren“.

Gegenüber den normativen Setzungen von Entscheidungen bei der Umweltentwicklung sind deren umweltwissenschaftliche Vorbereitung und Begleitung im gesellschaftlichen Sinne *auf Wertneutralität ausgerichtet*. Sie folgen wissenschaftstheoretischen Paradigmen. Erkenntnistheoretisch sind sie allerdings keinesfalls „wertfrei“, da wissenschaftlicher Erkenntnisgewinn immer mit Annahmen, Betrachtungsweisen etc. verbunden ist. Dürr (1988: 32) spricht dahingehend für die Naturwissenschaften von einer *Projektion* der „metaphysisch vorgestellten eigentlichen Wirklichkeit“.

Im Vergleich zur gesellschaftlichen Setzung von Werturteilen handelt es sich bei dieser Art von Werthaltigkeit um eine völlig andere Dimension, die generell, jedoch nicht primär im konkreten lebensweltlichen Entscheidungszusammenhang zu thematisieren ist. Insofern ist Patzig (1986: 987) zuzustimmen, wonach Wissenschaft (nur) in dem Sinne „wertfrei“ (bzw. i.S. gesellschaftlicher Entscheidungen „wertneutral“; d. Verf.) ist, als „außerwissenschaftliche Interessen niemals darüber entscheiden dürfen, was als wahr anerkannt oder falsch abgelehnt wird.“²¹

¹⁹ Auf die Notwendigkeit einer derartigen Funktion ökologischer Daten hat bereits Fürst (1986: 146f.) hingewiesen.

²⁰ Näheres siehe Kap. 2.1.

²¹ Unter wissenschaftstheoretischen Paradigmen ist außerdem eine kritische Auseinandersetzung mit der Eignung von Methoden und der Validität von Erkenntnissen notwendig.

In umgekehrter Weise kann Wissenschaft bekanntermaßen aus einem So-Sein kein (gesellschaftliches) Sollen ableiten (z. B. Valsangiacomo 1998: 288). Ohne einen solchen „naturalistischen Fehlschluss“²² lassen sich wissenschaftliche Erkenntnisse folglich für das Treffen von Entscheidungen nicht unmittelbar heranziehen. Sie können vielmehr nur als dessen Grundlage dienen. Dies betrifft nicht alleine den Umgang mit Erkenntnissen, sondern auch die wissenschaftlich erkannten Kenntnislücken (Unsicherheiten) und Wahrscheinlichkeiten (Risiken) bzw. Unschärfen von Aussagen (vgl. Nachtnebel 1988, Laux 1998: 103ff., 143ff.). Jene bedürfen im Zuge von Entscheidungsprozessen der Auslegung, Bewertung und des Diskurses nach lebensweltlichen Erfahrungen.²³

Der SRU (1994: Tz. 140) sieht für die Bewertung von Umwelt auf der Grundlage von Zielen die folgenden Schritte als konstitutiv an: Ziele „...entwickeln sich aus dem Diskurs der Wissenschaft über die Funktionszusammenhänge in Ökosystemen, aus der systematischen Information über die Zustände von Ökosystemen und ihrer Entwicklung sowie aus der Verarbeitung dieser Befunde durch die politischen Entscheidungsträger und die Öffentlichkeit“.

Disziplinäre Dimensionen des „umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings“

Im Spektrum der wissenschaftlichen Disziplinen liegt das umweltwissenschaftliche Entscheidungsmonitoring in einem mehrdimensionalen Interferenzbereich.²⁴ Eine Dimension bezieht sich auf die Schnittstelle zwischen den wissenschaftstheoretischen Paradigmen der (angewandten) Naturwissenschaften und der Gesellschaftswissenschaften. Sie wird hier als „interdisziplinär“ benannt, da es sich um Berührungspunkte zwischen an sich vollkommen verschiedenen Theorien und Methoden handelt (vgl. auch Nowtony et al. 2000: 93).

Für das umweltwissenschaftliche Entscheidungsmonitoring geht es dahingehend vor allem um die Bereitstellung von umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen und Methoden für die Schritte von gesellschaftlichen Entscheidungs- und Planungsprozessen. Im Sinne eines planerischen Entwicklungsmodells sind diese Schritte insbesondere die Beschreibung eines Ausgangszustands, die Zieldefinition und die Formulierung von Mitteln der Zielerreichung im Sinne von Ziel-Mittel-Beziehungen.²⁵ Ein Beispiel für eine dahingehende Schnittstelle ist die Bezugnahme von naturwissenschaftlichen Erkenntnissen als Begründungszusammenhang für gesellschaftliche Ziele.

Eine weitere Dimension beschreibt das Zusammenspiel verwandter Fachgebiete mit vergleichbaren theoretischen und methodischen Ansätzen und soll hier als „multidisziplinär“ bezeichnet werden. Dieser Aspekt richtet sich auf entwicklungsgeschichtlich auf-

²² Näheres siehe Kap. 2.1 unter „Bewertung“.

²³ Gerade wegen der Tragweite von Entscheidungen zur Umweltbeeinflussung sollte in diesem Bereich die Erkenntnis über die Grenzen von Wissenschaft nicht nur als eine enttäuschte Erwartung, sondern als Auftrag für einen aktiven Umgang mit dem Prinzip Verantwortung (Jonas 1984) begriffen werden.

²⁴ Dieser hier zur Erläuterung der verschiedenen Integrationsdimensionen verwendeten Systematik wird von Trepl (1997: II-2.3; 8) widersprochen. Er akzeptiert nur die Logik und die Mathematik als „reine Einzeldisziplinen“ und folgert, dass jede empirische Wissenschaft in sich „interdisziplinär“ sei.

²⁵ Siehe Kap. 2.2.1.2.

gespaltene oder thematisch stark überlappende Disziplinen, deren Schnittstellen zur ganzheitlichen Beschreibung von Umweltsystemen theoretisch-methodisch eigens zu betrachten sind. Im vorliegenden Kontext betrifft dies beispielsweise den Zusammenhang zwischen der geökologischen Beschreibung von terrestrischen Erosionsprozessen in Einzugsgebieten und den anschließenden hydrologischen Stofftransportprozessen in Fließgewässern (vgl. Rode 1995).

Und schließlich ist eine „intradisziplinäre“ Dimension mit einer Skala unterschiedlichen Anwendungsbezugs zu unterscheiden. Hiermit lassen sich innerhalb derselben Fachgebiete - selbst wenn diese organisatorisch nicht in denselben Fakultäten oder Instituten eingeordnet sind - Gradienten von den rein theoretischen Fragen bis hin zur ingenieurwissenschaftlichen Operationalisierung ansprechen. Gerade für die Handlungsorientierung des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings spielt diese Dimension eine wesentliche Rolle, da umsetzungsorientierte Handlungsoptionen²⁶ in die wissenschaftliche Systembeschreibung zu implementieren sind.

Der Bedarf für eine multidimensionale, disziplinübergreifende Betrachtung ergibt sich aus einem lebensweltlichen Problemverständnis des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings. Für dessen Aufgabenstellung erscheint deshalb der in der Literatur vermehrt zu findende Begriff der „Transdisziplinarität“ (z. B. Häberli & Grossenbacher-Mansuy 1998, Jaeger & Scheringer 1998, 1999: 7, Nowotny et al. 2000: 93) in besonderer Weise zutreffend.²⁷ Nicht die einzelne Disziplin und deren Wissensfortschritt steht im Vordergrund, sondern der zum Verständnis und zur Lösungsvorbereitung lebensweltlicher Probleme beitragende Erkenntnisgewinn. Die Abgrenzung der einzelnen Disziplin innerhalb einer solchen transdisziplinären Forschung wird damit nicht in Frage gestellt werden. Vielmehr wird deutlich, dass ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring eine problemorientierte Zusammenführung einzelner disziplinärer Ansätze zur fragestellungsspezifischen Entscheidungsvorbereitung und -begleitung bedarf.

Hierfür sind bezüglich der Schnittstellen zwischen den Disziplinen „emergente“²⁸ theoretische Grundlagen und methodische Bausteine zu entwickeln. Bezogen auf die genannten Dimensionen beziehen sich diese auf (1.) die Integration von partiellen umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen und Ansätzen in ganzheitliche Zusammenhänge der betrachteten Mensch-Umwelt-Systeme, (2.) die Identifizierung der gesellschaftlichen Beeinflussung bzw. Beeinflussungsmöglichkeiten, (3.) die Spezifikation von Begründungszusammenhängen für konsistente gesellschaftliche Ziele sowie (4.) die Ausrichtung aller umweltwissenschaftlichen Beiträge auf die gesellschaftlichen Entscheidungsprozesse.

²⁶ Näheres zu dem Begriff siehe in Kap. 2.1.

²⁷ Jaeger & Scheringer (1998: 15) definieren transdisziplinäre Forschung als „wissenschaftliche Forschung, die ihre – ursprünglich lebensweltlichen – Problemstellungen disziplinenunabhängig definiert und disziplinenunabhängig löst (Problemorientierung). Dabei wird das Gesamtproblem so in Teilbereiche eingeteilt (Problemzerlegung), dass in den Teilbereichen Methoden aus unterschiedlichen Disziplinen angewendet und dafür auch kombiniert und abgewandelt werden können (Freiheit der Methodenwahl). Gleichzeitig ist jeder Teilbereich auf die übrigen Teilbereiche – und damit auf das Gesamtproblem – ausgerichtet (wechselseitiger Bezug der Teilbereiche).“

²⁸ Emergente Eigenschaften sind „neue Eigenschaften, die auf der Basis der Spezifika der konstituierenden Elemente einer kooperierenden Elementegruppe nicht vorhersagbar sind“ (Emmeche et al. 1993: 1).

Gegenüberstellung mit dem State of the Art

Vergleicht man dieses grob umrissene Konzept eines umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings mit den vorherrschenden Herangehensweisen bei der Vorbereitung umweltrelevanter Entscheidungen, ergibt sich im Wesentlichen folgendes Bild: Im Bereich der Umweltwissenschaften führt die Tendenz inhaltlich zunehmend höher auflösender Partialbetrachtungen von Prozessen, Strukturen und Organismen komplexer Mensch-Umwelt-Systeme zu einem weitestgehenden Zerfallen des Betrachtungsgegenstandes (Leser 1997: 64, Bastian 2001: 44).²⁹

Wenngleich damit aus Sicht von Wissenschaft ein Gewinn an Differenziertheit und Vielfalt verbunden ist, wie dies Trepl (1996: 24) für den Begriff Landschaft darlegt, resultiert daraus für gesellschaftliche Entscheidungen ein Übermaß nicht interpretierbarer, *synoptischer* Informationen. Deren (sekundäre) Integration ist durch die Unterschiedlichkeit der disziplinären Untersuchungsansätze nicht ohne weiteres möglich (vgl. Leser 1997: 66, 410). Hierfür sind spezielle *synthetische* Bezugsrahmen erforderlich, die nur disziplinübergreifend, bei lebensweltlichen Fragestellungen nur transdisziplinär entstehen können. Von Ausnahmen abgesehen, spielen derartige entscheidungsorientierte Integrationsbestrebungen in den Umweltwissenschaften bisher eine untergeordnete Rolle. Noch deutlicher wird dies bei Problemstellungen, die gleichermaßen natur- und gesellschaftswissenschaftliche Belange berühren (BMBF 2000: 8).

Aus der Warte der empirischen Forschung kommt einschränkend hinzu, dass sich der umweltwissenschaftliche Fokus eher auf die Beschreibung von Zuständen oder die ihnen zugrunde liegenden Prozesse richtet. Mit der Betrachtung von Handlungsoptionen sind demgegenüber kaum zusätzliche Erkenntnisse zu erzielen, weshalb diese unter wissenschaftlichen Gesichtspunkten von nachrangiger Bedeutung sind (Neef 1979: 8). Dies wird offensichtlich als eine Aufgabe der Ingenieurwissenschaften verstanden, was allerdings eine inhaltlich nahtlose Anschlussfähigkeit zwischen Natur- und Ingenieurwissenschaften voraussetzt. Peters (1999: 18) bezweifelt in diesem Zusammenhang, dass Modellierungskonzepte zur wissenschaftlichen Erklärung auch für handlungsorientierte Entscheidungen geeignet sind.

In der Folge werden auf der Ebene der lebensweltlichen Entscheidungsfindung überwiegend mit geringem Bezug zu den theoretischen Erkenntnissen und methodischen Ansätzen der Umweltwissenschaft und ohne Reflexion der Dynamik von Mensch-Umwelt-Systemen Handlungsoptionen abgeleitet und in statischen Plänen teilweise für Jahrzehnte festgeschrieben.³⁰ Leser (1997: 413) spricht dahingehend von „Transkriptionsproblemen zwischen Grundlagenforschung und Praxis“. Diese werden sich durch die Verwendung von Modellen und Landschaftsinformationssystemen noch verschärfen.

²⁹ Vgl. dazu auch Beck (1986: 256), der von einer „Überkomplexität von Hypothesenwissen“ spricht. Leser (1997: 409) weist in diesem Zusammenhang auf das „scheinbare oder tatsächliche Fundamentalproblem ökologischer Umweltbetrachtung hin: Die Vielfalt der Aspekte lässt sich nur separativ angehen. Es sei jedoch die Frage erlaubt, ob der Problembefug der Forschungen als alleinige methodisch-methodologische Begründung dafür ausreicht, nur noch separate Ansätze – in welcher Form auch immer – als „ökologische“ Forschung zu praktizieren.“

³⁰ Ahern (1999) gelangt dahingehend zu der zweifellos pointierten Einschätzung, dass sich Planungspraktiker „vor allem von künstlerischen und sozialen Aspekten leiten“ lassen.

Wegen der ungenügenden Kopplung von umweltwissenschaftlicher Systembeschreibung und pragmatischer Entscheidungsfindung finden in der Praxis überwiegend stark vereinfachende wirkungsanalytische Planungsmethoden Verwendung. Unter Planungsmethoden werden im vorliegenden Zusammenhang heuristische Verfahren verstanden, die ohne eine physikalische oder mathematische Abbildung von realen Prozessen auskommen und stattdessen grundlegende Wirkungsbeziehungen mit einfachen Verknüpfungen abbilden. Ihre Aufgabe liegt in einer schematischen Komplexitätsreduktion für eine generalisierende Evaluierung von Umweltzuständen. Sie werden insbesondere mit den beschränkten Kenntnissen und Daten über die Wirkungszusammenhänge in realen Umwelten sowie mit der Vielzahl der zu bewältigenden Einzelfallentscheidungen begründet. Bei ihrer Anwendung tritt der transdisziplinäre Charakter der meisten umweltrelevanten Fragestellungen in den Hintergrund.

Zu den wirkungsanalytischen Planungsmethoden im Kontext der Umweltplanung gehören vor allem Wirkungs- bzw. Risikoanalysen.³¹ Sie entstanden vermehrt Mitte bis Ende der 1970er Jahre, einer Zeit, in welcher der Handlungsdruck aufgrund eines zunehmenden Umweltbewusstseins anstieg und gleichzeitig die Verfügbarkeit von Umweltdaten sowie die datenverarbeitungstechnischen Möglichkeiten zu deren Auswertung noch äußerst gering gewesen waren (Bachfischer 1978: 94, Bechmann 1981: 173). Trotz des dahingehenden Fortschritts prägen derartige Ansätze nach wie vor die Umweltplanung (vgl. z.B. Scholles 1997)³².

Perspektiven und Herausforderungen

Die Voraussetzungen für ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring im oben genannten Sinne haben sich durch den erreichten Stand der Erforschung von Prozessen in der Umwelt, leistungsfähigere Simulationsmodelle in Verbindung mit Methoden der Geoinformatik sowie die zunehmende Verfügbarkeit³³ digitaler, zum Teil kontinuierlich erfasster Umweltdaten und Daten der Fernerkundung mittlerweile wesentlich verbessert (vgl. z. B. Wenkel et al. 1994: 8, Page & Hilty 1995: 17, Blaschke 1997: 71ff., 1999, Kalliany 1999: 57f.). Vor diesem Hintergrund gilt es Methoden zu entwickeln, welche die Nutzung dieser Potenziale für die Umweltentwicklung zulassen. Wesentliche Aufgaben sind eine weitestgehend ganzheitliche und handlungsorientierte Abbildung von Umwelten, die Prognose der Auswirkungen von Handlungsalternativen³⁴ sowie die kontinuierliche Fortschreibung von Umweltdaten zur Aktualisierung von Eingangsparametern und zur Überwachung von Handlungsfolgen.

Theoretisch-methodisch stellt dieses Entscheidungsmonitoring eine Art integrierende Meta-Ebene zwischen den sich fortwährend spezialisierenden umweltwissenschaftlichen Teildisziplinen und den allgemeineren Kontexten lebensweltlicher Umweltentwicklung dar. Im Vergleich zu dem skizzierten Verständnis von Umweltentwicklung reicht es bis zu einer unmittelbaren Einbindung originär umweltwissenschaftlicher Erkenntnisse und Methoden (Leser 1997: 423), bleibt aber in normativer Hinsicht hinter dessen werthaltigem Anspruch zurück. Sein Ziel liegt in der entscheidungsorientierten Aufbereitung

³¹ Siehe Kap. 2.2.2.

³² Nach Scholles (1997: 1) zählt die Ökologische Risikoanalyse zu den verbreitetsten Methoden der Umweltplanung.

³³ Siehe dazu auch die einschränkenden Hinweise zur Datenverfügbarkeit in Kap. 2.2.3.1.

³⁴ Näheres zu dem Begriff siehe in Kap. 2.1.

umweltwissenschaftlicher Erkenntnis und darüber hinaus in der Formulierung entscheidungsorientierter Forschungsfragestellungen. Peters (1999: 18) fordert in diesem Sinne, dass sich der methodische Zugang der Umweltwissenschaften stärker als bisher an entscheidungs- und handlungsrelevanten Ergebnissen ausrichten soll.

Mit dieser Zielstellung sind erhebliche wissenschaftliche Herausforderungen verbunden. Hierzu gehört insbesondere die konzeptionelle Integration der zu berücksichtigenden Umweltkompartimente in ganzheitlichen, gesamtträumlichen und entscheidungsorientierten Ansätzen. Dabei sind speziell die durch gesellschaftliche Handlungsoptionen beeinflussbaren Parameter heraus zu arbeiten, um das Ausmaß der anthropogenen Beeinflussung quantitativ bestimmen zu können. Der Wirkungsforschung kommt damit insgesamt ein wesentlicher Stellenwert zu.

Zur Bewertung von Umweltverhältnissen ist außerdem eine geeignete Systematisierung und Operationalisierung von untereinander abgestimmten Umweltzielen notwendig. Diese sollten von der allgemeinverständlichen gesellschaftlichen Zielebene bis zu Zielkriterien der erfass- oder modellierbaren Indikatoren reichen. Hierfür ist unter anderem auch der Kenntnisstand über Indikatorenausprägungen von Referenzverhältnissen zu vertiefen.

Die angestrebte umweltwissenschaftliche Vorbereitung und Begleitung gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse bedarf schließlich der Strukturierung der Erkenntnisse nach den Schritten gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse. Sachliche und normative Komponenten sind dazu voneinander abzugrenzen und nachvollziehbar in den Entscheidungszusammenhang zu stellen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass der Entscheidungszusammenhang entsprechend der Dynamik der Wirkungsbeziehungen in Mensch-Umwelt-Systemen als dynamischer Prozess zu verstehen ist. Erst dadurch können Umweltverhältnisse und deren gesellschaftliche Beeinflussung in einen „koevolutionären Prozess“ (Schellnhuber 2001: 261ff.) überführt werden. Gerade die Reflexion von realer und angestrebter Entwicklung stellen die Voraussetzung für gesellschaftliches Lernen über die Umweltentwicklung dar (vgl. Bechmann & Grunwald 2002: 117).

Zur Verwirklichung dieses Anspruchs erfordert das umweltwissenschaftliche Entscheidungsmonitoring keinen Bruch mit dem rationalistischen Entscheidungs- und Planungsmodell. Vielmehr rekurriert es auf die Grenzen wissenschaftlicher Erkenntnisfähigkeit durch eine stärkere Verzahnung von wissenschaftlicher Entscheidungsvorbereitung und gesellschaftlicher Entscheidungsfindung mit der hierzu notwendigen Ausdifferenzierung der entscheidungsrelevanten Teilaufgaben. Den Grenzen einer deterministischen Antizipation von Verläufen der Umweltentwicklung trägt es durch die kontinuierlich reflexive Steuerung gesellschaftlicher Einflussnahmen auf die Umwelt in Abhängigkeit vor der realen Systemdynamik Rechnung.

1.2 Ziele und Struktur der Arbeit

Wissenschaftliche Ziele

Als ein Beitrag zur heuristischen Bewältigung der genannten Herausforderung wird in der vorliegenden Arbeit eine Methode für ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring entwickelt. Sie wird als „Umweltbilanz“ bezeichnet. Die Entwicklung begann unter Auswertung von Ergebnissen aus der Angewandten Ökosystemforschung im MAB

6-Projekt Berchtesgaden (Kerner et al. 1991) zuerst bei der Untersuchung von Bergbaufolgelandschaften (Schanze 1995, 1998) und bei der Landschaftsrahmenplanung (Schanze et al. 1995b). Die jetzige Form entstand im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Bewirtschaftungsplanung (Schanze 2000).

Der Fokussierung des mittlerweile als Fluss(einzugs)gebietsmanagement³⁵ bezeichneten Themengebiets lagen vor allem folgende Aspekte zugrunde:

- Wasser ist sowohl für den Naturhaushalt als auch für den Menschen ein elementarer Stoff
- der wissenschaftliche Kenntnisstand zum Wasserhaushalt bietet gute Voraussetzungen zur Abbildung von Umweltzuständen und zur Operationalisierung von Handlungspotenzialen
- Wasser nimmt durch die Verabschiedung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in der europäischen und nationalen Forschung und Umweltschutzpolitik derzeit einen besonderen Stellenwert ein
- die Konzipierung einer Umweltbilanz unter Berücksichtigung sämtlicher Umweltmedien und gebietsbezogenen Raumnutzungen würde den Rahmen einer Dissertation sprengen.

Die Aufgabe eines umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings für das Gewässereinzugsgebietsmanagement bezieht sich allgemein auf gesellschaftliche Entscheidungsprozesse mit Bezug zum Wasserhaushalt eines Einzugsgebiets. Gegenstand sind die Wassermengen- und wassergebundenen Stoffströme, die aquatischen und semi-aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften mit ihrer Abhängigkeit von den hydromorphologischen und stofflichen Bedingungen sowie deren Beeinflussung durch anthropogene Nutzungen. Ziel des Gewässereinzugsgebietsmanagements ist in der Regel die Erhaltung oder Wiederherstellung naturbetonter Verhältnisse bei gleichzeitiger Optimierung der Nutzbarkeit.

Durch die anwendungsorientierte Aufgabenstellung der Methode liegt ein konkreter Gebiets- und Entscheidungsbezug nahe. Aus diesem Grund wurden die Untersuchungen im Rahmen der Grundlagenarbeit für einen realen Bewirtschaftungsplan, den Bewirtschaftungsplan Salza (Sachsen-Anhalt), durchgeführt. Er bezieht sich auf einen linksseitigen Zufluss zur Saale mit Schwerpunkt auf dem Einzugsgebiet der Mansfelder Seen.

Folgende Forschungsfragen stehen im Mittelpunkt:

1. Welche Anforderungen sind an eine generelle Methode des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings zu stellen?
2. Wie lauten die spezifischen Anforderungen an diese Methode in Bezug auf das Gewässereinzugsgebietsmanagement?
3. Welche Möglichkeiten zur Entscheidungsunterstützung ergeben sich aus der Anwendung dieser Methode in einem konkreten Verfahren des Gewässereinzugsgebietsmanagements?

³⁵ Im Weiteren wird von *Gewässereinzugsgebietsmanagement* sowohl für Flüsse, Seen als auch Küstengewässer ausgegangen (Näheres siehe Kap. 2.4.1).

Struktur

Die genannten Forschungsfragen werden nach der Einführung und vor einer abschließenden Diskussion in drei zentralen Kapiteln untersucht:

- *Kapitel 2* hat die Ableitung und Beschreibung der Methode „Umweltbilanz“ zum Gegenstand. Nach der Klärung wesentlicher in der Arbeit verwendeter Begriffe erfolgt ein kurzer Überblick über vorhandene (Planungs-)Methoden und deren Einschätzung im Hinblick auf ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring. Aus den ermittelten Defiziten werden die für die Umweltbilanz konstitutiven Teilaufgaben erarbeitet. Vertiefend wird danach auf eine „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“ eingegangen. Nach Darstellungen der Grundzüge des Gewässerschutzes werden für den Wasserhaushalt die maßgebliche Umweltkompartimente abgeleitet und technische und administrative Randbedingungen für die Methode beschrieben.
- *Kapitel 3* stellt aufbauend auf diesen theoretischen Grundlagen die Vorgehensweise bei der Erstellung der Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza dar. Neben einer Einführung in die Aufgabenstellung und das Einzugsgebiet werden die maßgeblichen methodischen Schritte und wesentliche Gesamtergebnisse erläutert. Hierbei steht eine Veranschaulichung der berücksichtigten Gewässerkompartimente und -indikatoren sowie deren modelltechnische Integration im Vordergrund. Weiterhin werden die für die indikatorenbezogene Bilanzierung abgeleiteten Ziele und Zielkriterien für eine dauerhaft umweltgerechte Gewässerentwicklung erläutert. Danach wird auf die betrachteten Handlungspotenziale einschließlich deren Operationalisierung eingegangen. Und schließlich werden die sich aus der Methode ergebenden Möglichkeiten zur Entscheidungsunterstützung (Bewertung, Reihung) im Aufstellungsverfahren erläutert und deren bisherige Anwendung reflektiert.
- *Kapitel 4* geht wegen der Fülle der erzielten Ergebnisse und zur Verdeutlichung der spezifischen modelltechnischen Vorgehensweise detailliert auf die Modellierung des Phosphor-Transports ein. Durch operable Integration unterschiedlicher disziplinärer Untersuchungen der für den Phosphor-Transport relevanten Gewässerkompartimente werden die Einträge maßgeblicher Pfade und Emissionsorte raumkonkret abgeschätzt. Dabei wird auch der Rückhalt (Retention) in den Gewässern quantitativ und räumlich in den Modellansatz mit einbezogen. Zur Falsifizierung der Ergebnisse erfolgt eine Gegenüberstellung mit Messwerten und einer parallel durchgeführten modellgestützten Untersuchung. Aufgrund der erzielten Validität werden in das Simulationsmodell räumlich differenzierte Handlungsoptionen implementiert und bezüglich ihrer ökologischen Auswirkungen abgeschätzt. Die Ergebnisse dienen abschließend als Grundlage für eine Bilanzierung des reduzierten Phosphoreintrags bei alternativen Bewirtschaftungsweisen unter Berücksichtigung der diesbezüglichen Zielkriterien.

In *Kapitel 5* wird zuletzt die entwickelte Methode im Hinblick auf ihre Potenziale für ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring diskutiert. Dabei geht es zunächst sowohl um die Interpretation der Ergebnisse in Bezug auf das konkrete Fallsbeispiel als auch als methodisches Instrumentarium für das Gewässereinzugsgebietsmanagement. Anschließend werden die Optionen erörtert, die sich aus dem entwickelten Ansatz für die Umweltentwicklung insgesamt ergeben.

Wissenschaftlicher Kontext

Mit dieser Struktur befasst sich die Arbeit in erster Linie mit der Begründung und Konzipierung der Methode Umweltbilanz sowie deren Erprobung in Bezug auf das Gewässer-einzugsgebietsmanagement. Im Mittelpunkt steht dabei die Zusammenführung der relevanten umweltwissenschaftlichen Teilaspekte und der diese behandelnden disziplinären Ansätze. Dies bedingt zwangsläufig eine Begrenzung der Vertiefung von Einzelfragen. In Anbetracht einer nach wie vor vorherrschenden Partialisierung - gerade auch in den Umweltwissenschaften - mit der Gefahr des Verlustes der notwendigen Gesamtsicht von Umweltproblemen, erscheint eine derartige Vorgehensweise sinnfälliger.

Über diesen umweltwissenschaftlichen Fokus hinaus steht der Ansatz in einem umfassenderen *humanökologischen* Kontext.³⁶ Im Unterschied zur Beschreibung von unbelebten und belebten Elementen in der naturogenen Umwelt des Menschen mit ihren Wirkungsbeziehungen werden explizit die anthropogenen Umwelteinwirkungen thematisiert. Über die dazu notwendige parameterbezogene Abgrenzung zwischen naturogenen Systemen (Umwelt) und anthropogenen Systemen werden methodische Schnittstellen zwischen Ansätzen zur Abbildung der Umwelt und Ansätzen zur Beschreibung umweltrelevanter physischer Prozesse in anthropogenen Systemen (z.B. Stoffstromanalysen) identifiziert.

Im Hinblick auf gesellschaftliche Entscheidungsprozesse zur Umweltentwicklung werden weiterhin Schnittstellen zwischen Umweltwissenschaften und Gesellschaftswissenschaften inhaltlich und methodisch herausgearbeitet. Auch ohne eine weitergehende Betrachtung der gesellschaftlichen Entscheidungsprozesse mit ihren sozialen und ethischen Aspekten bietet der thematische Zugang für das junge Feld der sozial-ökologischen Forschung zumindest eine Art Brückenpfeiler auf dem umweltwissenschaftlichen Ufer (vgl. BMBF 2000: 8).

Insgesamt verfolgt die Arbeit damit einen theoretischen und methodologischen, umweltwissenschaftlichen Beitrag zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Wenngleich die Belange der naturogenen Umwelt dabei fokussiert werden, sind sie doch eng mit den physischen anthropogenen Einwirkungen und deren gesellschaftlicher Steuerung innerhalb eines umfassenden Verständnisses von Mensch-Umwelt-Systemen verknüpft. Von der verbreiteten sektoralen Sicht unterscheidet sich diese Perspektive dadurch, dass gerade die wissenschaftstheoretisch, methodologisch, inhaltlich und umsetzungsbezogen begründbaren Schnittstellen zwischen beiden Teilsystemen aus Sicht der Umweltwissenschaften aufbereitet werden.

³⁶ Unter Humanökologie wird hier das Wissenschaftsgebiet verstanden, dessen Forschungsgegenstand „die Wirkungszusammenhänge und Interaktionen zwischen Gesellschaft, Mensch und Umwelt sind“ (DG Humanökologie 2003; vgl. auch Haberl 2003, Bruckmeier 2004: 48ff.).

2. Theoretische und methodische Grundlagen

2.1 Begriffsbestimmungen

Als eine Art terminologisches Werkzeug wird der Arbeit eine Bestimmung wesentlicher Begriffe vorweg gestellt. Diese beschränkt sich auf ausgewählte Begriffe im Zusammenhang mit dem umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitoring. Weiterführende Begriffsdefinitionen zur Methode Umweltbilanz erfolgen in den Kapiteln 2.3 und 2.5.

Umwelt

Unter Umwelt wird in der Ökologie ganz allgemein *der durch energetische, stoffliche und informationelle Wechselwirkungen bestimmte Lebensraum eines Organismus* verstanden (Uexküll 1909, Haber 1993: 1ff.). Wegen des Bezugs auf gesellschaftliche Entscheidungen steht bei der vorliegenden Untersuchung die Umwelt des Menschen im Vordergrund. Aus einer humanökologischen Perspektive ergibt sich potenziell ein vielfältiges Verständnis von Umwelt (Kruse 2000: 81f.). An dieser Stelle wird lediglich der durch unbelebte und belebte naturogene³⁷ Elemente, Prozesse und Struktur gekennzeichnete physische Lebensraum (der Gesellschaft) des Menschen betrachtet. Im Sinne eines „aufgeklärten Anthropozentrismus“ (Höhn 1994: 16, SRU 1996: 50ff.) schließt er die Mitlebewelt mit ein.

Die Erforschung, Exploitation und Veränderung der natürlichen Umwelt, also die Wechselwirkungen des Menschen mit *seiner* Umwelt, haben in der Gegenwart weite Teile des Globus mit seinen Sphären erfasst.³⁸ Große Teile dieses Raums können selbst von einzelnen Individuen unter Zuhilfenahme von Artefakten in Anspruch genommen werden (z.B. durch Luftverkehr). Für die Gattung Mensch erscheint damit nahezu nur ein den gesamten Planeten Erde einschließender Umweltbegriff adäquat.

Aus erkenntnistheoretischer Sicht lässt sich Umwelt über die Wahrnehmungs- bzw. Erkenntnisfähigkeit definieren. All das, was durch den Menschen in einer bestimmten Weise von den unbelebten und belebten naturogenen Elementen wahrgenommen werden kann, erfüllt die Bedingung der informationellen Wechselwirkungen. Lorenz (1977: 18), der sich neben seiner allseits bekannten Verhaltensforschung auch eingehend mit Fragen der Erkenntnisfähigkeit des Menschen befasst hat, spricht von einem gattungsspezifischen Spiegel, mit der Umwelt erfasst werden kann. Und Weizsäcker (1980: 139ff.) weist darauf hin, dass der Mensch selbst diesen Spiegel nur gespiegelt zu erkennen vermag. Unter diesem Gesichtspunkt kann Umwelt als durch die Erkenntnisfähigkeit bestimmte Perspektive auf die unbelebten und belebten naturogenen Elemente, Prozesse und Strukturen aufgefasst werden. Und diese Perspektive ist ausnahmslos eine konstruktivistische³⁹ des Menschen (Luhmann 1992: 225, 510ff.). Sie kann durch

³⁷ Der Begriff „naturogen“ wird als Gegenbegriff zu „anthropogen“ eingeführt. Etymologisch wäre „physiogen“ (griech.) bzw. „naturagen“ (lat.) korrekt. Beide erscheinen aber nur bedingt vermittelbar.

³⁸ Ein anthropogener Global Change gilt heute als weithin anerkannt (WBGU 1993, UNEP 2002).

³⁹ „Ein Argument für Konstruktivismus kann deshalb nur aus einer Explikation der Probleme der Selbstbeobachtung und Selbstbeschreibung beobachtender Systeme gewonnen werden; und in einem derart „heißen“ (Hervorheb. i. Original) selbstreferentiellen Kontext lösen die Prämissen üblicher wissenschaftlicher Beobachtung erster Ordnung ... sich auf“ (Luhmann 1994: 512).

wissenschaftliches Streben schrittweise verfeinert (Popper 1995: 39), nicht jedoch überwunden werden (vgl. auch Bertalanffy 1965: 297f., Valsangiacomo 1998: 289).

Die Umwelt des Menschen ist durch die kulturellen Techniken der Erforschung und Beobachtung ein räumlich sehr weitreichender, inhaltlich überkomplexer und nur als Modell von der Wirklichkeit⁴⁰ fassbarer Begriff. Dessen Handhabung bedarf einer fragestellungsspezifischen Definition und Abgrenzung. Erst eine derartige, durch die Offenheit des Energie- und Materieflusses (z.B. Jørgensen 1997: 3) in gewisser Weise „willkürliche“ Abgrenzung macht Umwelt heuristisch fassbar. Dies gilt insbesondere für die Verwendung des Systembegriffs in der Ökologie (Bossel 1997, Breckling & Müller 2000). Die zu betrachtenden Systeme⁴¹ sind damit denknotwendig inhaltlich, räumlich und zeitlich zu definieren.

In der vorliegenden Arbeit wird Umwelt aus einer humanökologischen Perspektive ganz allgemein als ein den Menschen mit seinen Artefakten (anthropogenes System) umgebendes, räumlich, zeitlich und inhaltlich zu bestimmendes System aufgefasst.⁴² Im Rahmen dieses allgemeinen Begriffs werden im Weiteren nur durch Naturgesetze bestimmte, unbelebte und belebte Elemente, Prozesse und Strukturen betrachtet. Sie stellen sozusagen *naturogene*⁴³ Systeme dar. Als „naturogene Umwelt“ wird dementsprechend ein *den Menschen mit seinen Artefakten umgebendes, durch unbelebte und belebte naturogene Elemente, Prozesse und Strukturen gekennzeichnetes und inhaltlich, räumlich und zeitlich zu bestimmendes System* verstanden.⁴⁴

Dessen Systemgrenzen verlaufen auf der einen Seite entlang einer imaginären, in Wirklichkeit unscharfen und deshalb exakt zu definierenden Grenze des anthropogenen Systems mit seinen Elementen und den von ihnen ausgehenden Wirkungsbeziehungen^{45, 46}. Für diese Abgrenzung ist die Freisetzung oder Entnahme von Stoffen oder die strukturelle Veränderung⁴⁷ durch den Menschen ausschlaggebend. Auf der anderen Seite ergeben sie sich aus der wahrnehmbaren Reichweite der Wirkungsbeziehungen des

⁴⁰ Vgl. hierzu z. B. Peters (1999: 6ff.)

⁴¹ Der Begriff „System“ ist an dieser Stelle nicht identisch mit dem spezifischeren Konzept des „Ökosystems“ (vgl. Odum 1980: 10ff., Haber 1993: 15ff., Breckling & Müller 1997).

⁴² Aus diesem Grund wird der Begriff „Umwelt“ sowohl im Singular i.S. von Kategorie sowie im Plural i.S. von Summe möglicher Umwelten verwendet.

⁴³ Der Begriff „naturogen“ (genesis (gr.-lat.): Ursprung, Entstehung) steht für ein Zustandekommen aufgrund zurückliegender und andauernder natürlicher Prozesse. Das heißt, für die Unterscheidung von *naturogen* und *anthropogen* wird der maßgebliche Entstehungsprozess und dessen insbesondere energetischen Triebkräfte herangezogen. – Schönthaler et al. (1994: 352) sprechen in ähnlicher Weise von dem „naturgesetzlich bestimmten Teil des Mensch-Natur-Systems“. Auf die Bezeichnung „Mensch-Natur-System“ wird hier allerdings aufgrund der inneren Natur des Menschen verzichtet.

⁴⁴ Um diesem durch die Einbeziehung von Prozessen dynamischen Umweltverständnis auch begrifflich Rechnung zu tragen, wird im Weiteren bei der Einbeziehung solcher Prozesse statt von „Umweltzustand“ von „Umweltverhältnissen“ gesprochen.

⁴⁵ Systemtheoretisch lassen sie sich differenzieren in Input (Einwirkung), Zustands- und Verhaltensänderung sowie Output (Auswirkung) (Bossel 1997: 5; siehe auch Kap. 2.3.1).

⁴⁶ Die verwendete Grenzziehung entspricht in etwa der von Haber (1993: 7ff.) vorgenommenen Unterscheidung der Umweltsphären gegenüber einer Techno- oder Anthroposphäre.

⁴⁷ Hierzu gehört neben Änderungen der mikro- und mesoskalischen Struktur von Landschaften auch die genetische Manipulation von Arten.

Menschen in der Umwelt.⁴⁸ Beide Grenzen sind sowohl von der Art der Wirkungsbeziehungen als auch von den dadurch beeinflussten, unbelebten und belebten Elementen in der Umwelt abhängig.

Naturogene und anthropogene Systeme können zusammen als Teilsysteme von Mensch-Umwelt-Systemen aufgefasst werden (siehe Abb. 2.1⁴⁹). Ein derartiger Zusammenhang auf der Mesoskala von Landschaften ist häufig Untersuchungsgegenstand der Landschaftsökologie und der angewandten Ökosystemforschung (z.B. Messerli & Messerli 1979, Kerner et al. 1991, Wiens 1999: 22).

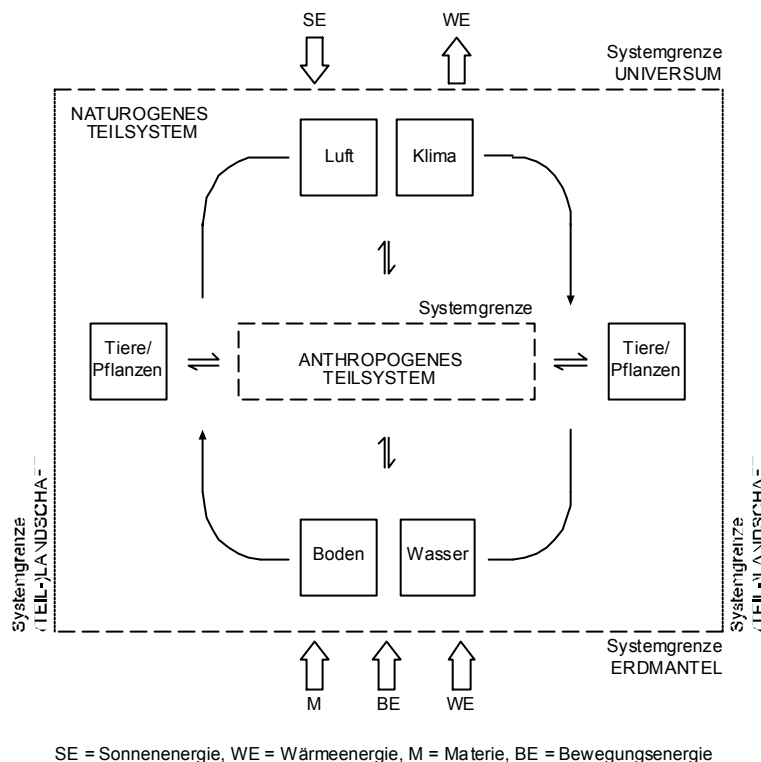


Abbildung 2-1: Modell der „naturogenen Umwelt des Menschen“

Innerhalb des für die Bezeichnung „naturogene Umwelt“ konstitutiven Systems können weitergehende fragestellungsspezifische Teilsysteme abgegrenzt werden. Dies gilt sowohl in räumlicher, zeitlicher und inhaltlicher Hinsicht. Für diese Teilsysteme ist allerdings zu gewährleisten, dass die für die zu betrachtenden Wirkungsbeziehungen zwischen Mensch und Umwelt relevanten Systemelemente der Umwelt bei der Systemabgrenzung einbezogen werden.

Im Hinblick auf die Fokussierung des Gewässereinzugsgebietsmanagements werden unter Umwelt *die vom Menschen beeinflussten, unbelebten und belebten naturogenen Elemente, Prozessen und Strukturen des Wasserhaushalts in einem Gewässereinzugsgebiet* verstanden. Diese Definition bezieht sich auf die durch den ober- und unterirdi-

⁴⁸ Diese Abgrenzung bezieht insofern explizit die Inanspruchnahme der sogenannten „Natur“ mit ein.

⁴⁹ Eine wirkungsbezogen detailliertere Abgrenzung enthält Gertberg (1994).

schen Abfluss und das Wasserdargebot bestimmte Komponenten des Wasserhaushalts. Der allgemeine Umweltbegriff lässt sich dahingehend wie folgt übertragen: Auf der einen Seite werden die Systemgrenzen durch die Wechselwirkungen mit dem anthropogenen System bestimmt. Hierzu gehören zum Beispiel anthropogene Stoffeinträge und Wasserentnahmen. Die auswirkungsseitigen Grenzen werden räumlich-funktional nach den ober- und unterirdischen Gewässereinzugsgebieten bestimmt. Dabei ist der Grenzverlauf im Bereich der Atmosphäre und der Geohydrosphäre eigens festzulegen. Beispielsweise werden tiefliegende Grundwasserstockwerke oder fossile Grundwässer, die nicht durch den Menschen beeinflusst werden, vom Umweltbegriff des Gewässereinzugsgebietsmanagements in der Regel nicht erfasst (LAWA 2003, Teil 3: 33).

Mit dem Begriff „naturogene Umwelt“ wird im Kontext des umfassenden Konzepts der Nachhaltigkeit von den 3 „Säulen“ Ökologie, Ökonomie und Soziokultur⁵⁰ ein wesentlicher Teilbereich der Säule Ökologie thematisiert.⁵¹ Aus Sicht der Ökologie, die sich mit dem Zusammenhang zwischen Organismus bzw. Lebensgemeinschaft einerseits und deren Umwelt andererseits befasst, erscheint die Fokussierung der Umwelt einer Spezies heuristisch zulässig und sogar notwendig.

Eine durchwegs integrierte Betrachtung von Organismus und Umwelt würde für die Spezies Mensch die Einbeziehung der überkomplexen „Öko-Physiologie“ des Menschen sowie des zugrunde liegenden, kulturell bestimmten Verhaltens erfordern. Gerade die Umweltvorsorge bedarf jedoch sowohl für die systemare Beschreibung von Auswirkungen menschlicher Aktivitäten als auch für die Formulierung von Begründungszusammenhängen bei der Zielbestimmung zur Umweltqualität einer separaten Auseinandersetzung mit der Umwelt des Menschen. Dies bestätigt nicht zuletzt das Konzept der Tragfähigkeit (vgl. Hardin 1986), dessen Bedeutung in Bezug auf Nachhaltigkeit unter anderem von SRU (1994: 50ff.), Busch-Lüty (1995), Klemmer et al. (1996: 305) und UBA (2002: 27ff.) betont wird.

Die prinzipielle Einheit von Umwelt und anthropogenem System, wie sie von der Enquete-Kommission (1998: 18) betont worden ist, wird damit nicht in Frage gestellt. Für die Auseinandersetzung mit dieser Einheit erscheinen jedoch verschiedene wissenschaftliche Perspektiven sinnfällig, die auf (1) die naturogene Umwelt, (2) das anthropogene System oder auf (3) den ökologischen Gesamtzusammenhang beider gerichtet sein können.

Umweltwissenschaften

Als Umweltwissenschaften werden diejenigen Wissenschaften bezeichnet, die sich mit der naturogenen Umwelt im oben genannten Sinne befassen. Die begriffliche Gleichsetzung von naturogener Umwelt mit Umwelt folgt der Gebräuchlichkeit des Begriffs Umweltwissenschaften (vgl. Fränzle et al. 1997). Damit soll kein grundsätzlicher Vorrang gegenüber anderen (gesellschaftswissenschaftlichen) Umweltbegriffen zum Ausdruck

⁵⁰ Auf die Unvollständigkeit des Begriffs „Soziales“ in kultureller Hinsicht weist Jüdes (1997: 28f.) hin.

⁵¹ Bezogen auf die Interpretation von Nachhaltigkeit nach der ökonomischen Kapitaltheorie (z.B. Serageldin & Steer 1994, Pearce et al. 1994) wird alleine das natürliche Kapital thematisiert, ohne jedoch zugleich bereits der Frage nach der ökonomischen Bewertung nachzugehen.

gebracht werden.⁵² Vielmehr lässt die Bedeutung der naturogenen Umwelt für die Wissenschaft die Inanspruchnahmen des Begriffs für die Clusterung von wissenschaftlichen Disziplinen angebracht erscheinen. Zu den Umweltwissenschaften werden hier insbesondere die Meteorologie, Hydrologie, Geologie, Bodenkunde, Biologie sowie Ökologie gezählt. In Bezug auf anthropogene Wechselwirkungen können außerdem einige Ingenieurwissenschaften eine Rolle spielen. Umwelt- und Gesellschaftswissenschaften treffen aufeinander in Forschungsgebieten der *Stadt- und Landschaftsökologie*⁵³, der *Humanökologie* sowie der explizit steuerungsorientierten *Umwelt- und Raumentwicklung*.

(Umweltwissenschaftliches) Monitoring

Der Begriff Monitoring stammt aus dem Englischen und bedeutet Beobachtung, Verfolgung, Überwachung, Begleitung. Ein Monitoring umfasst die Erfassung von realen Gegebenheiten – ggf. einschließlich Vergleich mit den Referenzverhältnissen – in einer definierten zeitlichen Kontinuität. Im vorliegenden Zusammenhang steht umweltwissenschaftliches Monitoring für die kontinuierliche Ermittlung und Darstellung der prognostizierten, im weiteren zeitlichen Verlauf der realen Umweltauswirkungen von Entscheidungen sowie der Dynamik der Umwelt als solches.

In der vorliegenden Arbeit wird der Begriff Umweltmonitoring in einem engeren Sinne als bei Maas (1999: 49) verwendet. Er beschränkt sich auf die umweltwissenschaftlichen Aufgaben der erfassungstechnischen⁵⁴ Beobachtung der realen Umweltentwicklung (Datenmonitoring). Eine eigenständige instrumentelle Funktion kommt ihm nicht zu, da die Ergebnisse des Umweltmonitorings in den Gesamtprozess des Entscheidungsmonitorings einfließen.

Handlungsfelder, -optionen, -alternativen

Handlungen bezeichnen Aktivitäten, die sich positiv oder negativ auf Zielvorstellungen auswirken. Im Gegensatz zu konkreten, umsetzbaren Maßnahmen steht im vorliegenden Zusammenhang ihre mögliche Wirkung⁵⁵ auf die Zielerreichung, nicht bereits die Detaillierung bezüglich einer praktischen Ausführung im Vordergrund. In der Literatur wird der Komplex der Handlungspotenziale in verschiedene Begriffe gegliedert. Klauer

⁵² In Anbetracht des unter dem Unterpunkt „Umwelt“ erwähnten vielfältigen Gebrauchs des Umweltbegriffs ist in der Literatur auch die Bezeichnung „Umweltnaturwissenschaften“ zu finden (Patzel 1999: 203). Korrekter wäre von *Naturumweltwissenschaften* zu sprechen, da dadurch die spezifische Perspektive des Umweltbegriffs verdeutlicht würde. Dies müsste analog zur Bezeichnung *Naturumwelt* führen, eine Kurzform der oben verwendeten „naturogenen Umwelt“.

⁵³ Leser (1997: 22) spricht von einem „Fachbereich“ der Landschaftsökologie. Dieser Begriff erscheint in Anbetracht des von ihm zurecht geforderten erweiterten Verständnisses der „Landschaftsökologie“ unter Einbeziehung gesellschaftswissenschaftlicher Gesichtspunkte (ebd.: 565) zu eng gefasst (vgl. Begriffsverständnis zur „Stadtökologie i.w.S.“ bei Sukopp & Wittig 1997: 2) – Vor diesem Hintergrund kann man den Ansatz der vorliegenden Arbeit als „landschaftsökologisch i.e.S.“ bzw. „naturumweltwissenschaftlich“ innerhalb der „Landschaftsökologie i.w.S.“ auffassen.

⁵⁴ u.a. Kartierung, terrestrische Messung, remote sensing. Im Gegensatz zu Günther et al. (1995: 73) beschränkt sich das Umweltmonitoring nach dem hier zugrunde gelegten Verständnis nicht nur auf die automatische Beobachtung.

⁵⁵ Schließt die Nicht-Wirkung ein.

et al. (1999: 79) bezeichnen unter Bezug auf Laux (1998) die Bereiche, in denen politische (und administrative; d. Verf.) Aktivitäten stattfinden, als *Handlungsfelder*. Als Beispiel nennen sie den Grundwasserschutz und den Kiesabbau. In der vorliegenden Arbeit werden unter Handlungsfelder generell gesellschaftliche Aufgabengebiete verstanden, wie sie u.a. als Träger öffentlicher Belange in § 2 bis § 4 BauGB genannt sind. Potenzielle Maßnahmen, die jedoch noch keiner gesellschaftlichen Abstimmung und umsetzungsorientierten Konkretisierung unterzogen worden sind, werden übereinstimmend mit den genannten Autoren als *Handlungsoptionen* bezeichnet. Jene können grundsätzlich zur Erfüllung der Ziele sowohl eines einzelnen als auch mehrerer Handlungsfelder beitragen.⁵⁶

Zur Entscheidung anstehende *Handlungsalternativen* umfassen in der Regel Kombinationen von Handlungsoptionen aus verschiedenen Handlungsfeldern (Laux 1998: 20). Die Menge der Handlungsalternativen ist normalerweise durch Gegebenheiten (Randbedingungen) begrenzt, die von den Entscheidern nicht beeinflusst werden können oder wollen (ebd.: 4, Eisenführ & Weber 1999: 16). Nachdem mit der Zusammenstellung von Handlungsalternativen konkrete Intentionen verbunden sind, wird im Weiteren der Begriff der „strategischen Handlungsalternativen“ (Munda 1994, Hutter 2005) verwendet.

Szenarios

Eine komplexe Form der Abbildung von Entwicklungen in der Zukunft sind *Szenarios*. Die ihnen zugrunde liegende zukunfts wissenschaftliche Methode wird als *Szenariotechnik*⁵⁷ bezeichnet (Kahn & Wiener 1971, Stiens 1996: 86). Für die Formulierung von Szenarios können insbesondere folgende Elemente als konstitutiv bezeichnet werden (vgl. Stiens 1996: 92): ein „Ausgangsbild“, ein definierter Zeitraum für die Projektion der zukünftigen Verhältnisse, ein räumlicher Bezug, eine begründete Auswahl von Wirkungsfeldern, die Komposition von Wirkungsmechanismen sowie nicht steuerbare Rahmenbedingungen. Letztere beziehen sich auf Entwicklungstrends von Wirkungsfeldern und werden auch als *Entwicklungsrahmen*⁵⁸ bezeichnet (vgl. Klauer et al. 1999, Messner 2004). Naturräumliche und gesellschaftliche Entwicklungsrahmen von globalem Ausmaß finden sich in der Literatur unter der Bezeichnung Globaler Wandel (Global Change).

Von den verschiedenen beschriebenen Szenariotypen stehen in der vorliegenden Untersuchung „Alternativszenarios“ als explorative Langfristprojektionen im Vordergrund (Stiens 1996: 94).⁵⁹ Sie werden in der Umweltforschung als *eine Kombination aus beeinflussbaren strategischen Handlungsalternativen und unbeeinflussten trendhaften Entwicklungsrahmen* eingesetzt (vgl. Klauer et al. 1999, Messner 2004, Schanze et al. 2005). Neben der zielorientierten Steuerung von Umweltsystemen wird deren Eigendynamik durch den naturräumlichen und gesellschaftlichen Wandel einbezogen. Beispielsweise ist die geogene Dynamik, wie natürliche Klimaschwankungen, durchwegs als Entwicklungsrahmen einzuordnen.

⁵⁶ Im Gegensatz dazu beziehen sich nach Klauer et al. (1999: 79) Handlungsoptionen immer nur auf ein Handlungsfeld.

⁵⁷ Die Methode der Szenariotechnik wurde ursprünglich im Bereich der Zukunftsforschung in den USA entwickelt (Kahn & Wiener 1971).

⁵⁸ Stiens (1996: 93) bezeichnet diese auch als „Präszenarios“.

⁵⁹ Weitere Szenariotypen siehe in Stiens (1996: 94ff.) und Fürst & Scholles (2001: 209).

Demgegenüber können gesellschaftliche Veränderungen je nach Abgrenzung eines Systems sowohl Entwicklungsrahmen als auch strategische Handlungsalternativen darstellen. So sind bestimmte Agrarpolitiken der Europäischen Kommission Handlungsalternativen für die Entwicklung des Agrar-Binnenmarktes. Auf der Ebene eines mesoskaligen Flussgebiets wirken die Regelungen des Binnenmarktes als äußere Rahmenbedingungen und sind deshalb für die Bewirtschaftung ein Entwicklungsrahmen (z.B. Erhöhung des Flächenanteils mit subventionierter Flächenstilllegung).

Umweltindikatoren

Im Allgemeinen wissenschaftlichen Sprachgebrauch werden Gegenstände oder Kenngrößen, die auf die Anwesenheit oder den Zustand *anderer* Gegenstände oder Sachverhalte schließen lassen, als *Indikatoren* bezeichnet (Mittelstrass 1987: 224).⁶⁰ Im Gegensatz dazu sind *Parameter* Kenngrößen, mit denen Gegenstände oder Sachverhalte direkt erfasst werden können (vgl. auch OECD 1993: 6). Letztere dienen häufig als Eingangsgrößen für mathematische Modelle.⁶¹

Bezogen auf das Indikandum naturogene Umwelt kann eine Einbeziehung von Parametern in Sets von Indikatoren sinnfällig sein. Speziell bei entscheidungsorientierten Fragestellungen geht es um eine gezielte Auswahl von Größen, mit denen eine repräsentative Reduktion von Komplexität und deren Interpretierbarkeit erreicht werden soll. Hierfür sind sowohl Messgrößen (Parameter) als auch mittels methodischer Ansätze und Modellen generierte Indikatoren (Variablen) geeignet.⁶² Darüber hinaus können auf der Basis beider Kenngrößenarten für eine weitere Vereinfachung aggregierte Indikatoren (*Indices*⁶³) für die Angabe von Zuständen in Betracht kommen.⁶⁴

Vor diesem Hintergrund werden Umweltindikatoren im Weiteren als *qualitativ oder quantitativ⁶⁵ beschreibbare Kenngrößen zur Komplexität reduzierenden Charakterisierung der Zustände definierter Umweltsysteme* verstanden. Neben der Indikation des strukturell manifestierten Umweltzustands (Strukturindikatoren) lassen sie sich auf Prozesse bzw. Wirkungsbeziehungen eines Umweltsystems (Prozessindikatoren) beziehen. Über die deskriptive Funktion hinaus dienen Indikatoren für entscheidungsorientierte Fragen als Bezugsgrößen für die Festlegung von Zielkriterien (siehe unten).⁶⁶ Sie sind dann *Zielgrößen* (Laux 1998: 24, Eisenführ & Weber 1999: 31) vergleichbar. In diesem Fall

⁶⁰ Vom SRU (1998: 93) werden Umwelt- und Nachhaltigkeits-Indikatoren als Kenngrößen definiert, „die zur Abbildung eines bestimmten, nicht direkt messbaren und oftmals komplexen Sachverhaltes (Indikandum)“ dienen können.

⁶¹ Allgemein formuliert Mittelstrass (1995: 53): „... in Mathematik und mathematischer Physik eine Größe, von der der Wert einer anderen Größe abhängt“. Siehe auch Kap. 2.3.3.2.

⁶² Siehe Kap. 2.3.3.1.

⁶³ Vgl. u.a. OECD (1993: 6), Pykh et al. (1999: XXVII).

⁶⁴ Siehe Kap. 2.3.1.1 und 2.3.4.4.

⁶⁵ Dies umfasst in Abhängigkeit von der mathematischen Formulierung eines Modells grundsätzlich sämtliche Skalierungsarten.

⁶⁶ In ähnlicher Weise äußert sich Dickhaut (1996: 46). Bei ihm wird der Begriff „Umweltindikator“ als „Meßgröße“ bezeichnet, die auf der Ebene der Umweltqualitätsstandards eine eindeutige Bewertung ermöglicht. Rennings (1994: 5) spezifiziert den Begriff Indikator alleine für diesen normativen Aspekt: „Ein Indikator ist eine Kenngröße, die *Ist-* und *Sollzustände* eine Systems beschreibt. Umweltindikatoren beschreiben und kennzeichnen demzufolge *Qualitätsziele der Umwelt*“ (Hervorheb. i. Orig.).

erscheint auch die Bezeichnung *Zielindikator* sinnfällig.⁶⁷ Zielindikatoren können für die Ermittlung der Wirksamkeit von eingeleiteten Handlungen herangezogen werden.

Ziele, Zielkriterien

In der vorliegenden Arbeit werden *Vorstellungen über angestrebte Verhältnisse*⁶⁸ als Ziele bezeichnet. Bechmann (1981: 145) unterstreicht in diesem Sinne, dass über Ziele nur im Zusammenhang mit Handlungen gesprochen werden kann. Rationale Bewertungen und Entscheidungen können ohne Ziele nicht getroffen werden. Nach Laux (1998: 23) ist ein Ziel dadurch gekennzeichnet, „dass ein zukünftiger Zustand angestrebt wird, der sich im Allgemeinen vom gegenwärtigen (Ausgangs-)Zustand unterscheidet und als Endzustand bezeichnet wird.“ Bei der Aufstellung von Zielen lassen sich verschiedene Zielarten und Zielebenen unterscheiden.⁶⁹ Die konkreteste Ebene stellt die Bezugnahme von Zielen auf quantifizierbare Kenngrößen oder Maßstäbe (Zielgrößen, -indikatoren) dar. Hierdurch erfolgt eine Normierung. Die Ausprägungen der Zielgrößen bzw. Zielindikatoren, die zur Erfüllung eines Ziels erreicht werden sollen, werden im Weiteren *Zielkriterien*⁷⁰ genannt.

Bewertung

Als Bewertung wird hier die *Gegenüberstellung von Werten oder Zielen mit realen oder prognostizierten Zuständen sowie deren Interpretation* definiert.⁷¹ In Bezug auf die Wahrnehmung von Objekten, wie dies bei der Entwicklung der naturogenen Umwelt der Fall ist, wird ein Modell der Realität mit einem durch handlungsunabhängige Werte oder

⁶⁷ Einzelheiten zur Ableitung von Indikatoren und deren Verwendung als Maßstäbe für die Zielsetzung enthalten die Kapitel 2.3.3.2 bzw. 2.3.4.2.

⁶⁸ Der Begriff „Verhältnisse“ wird in diesem Zusammenhang dem eher statischen Begriff „Zustand“ vorgezogen, da bezogen auf die naturogene Umwelt auch Ziele zur Existenz oder Ausprägung von Prozessen in Betracht kommen. Dies bringt eine Formulierung von Kohmann (1995: 565) zur Fließgewässerökologie treffend zum Ausdruck: „Die Stabilität d(ies)es fraktalen, „chaotischen“ Gebildes „Fluss“ hängt in hohem Maß von seiner Fähigkeit zur Selbstregulation und Selbstregeneration ab. Diese Eigenschaft wird als Elastizität (Resilience) bezeichnet. Das Ergebnis dieser Elastizität ist eine multiple Stabilität. Dies besagt, dass nach Störungen immer wieder alle Elemente (Habitate, Nischen, ...) des Systems (Fluss, Aue) wiederhergestellt werden. Es ist jedoch nie möglich zu sagen, an welcher Stelle. Diese Eigenschaft von Fließgewässern ist wohl die Wesentlichste.“ – Für die Bilanzierung von diskreten zeitbezogenen Ausprägungen der Umwelt kann demgegenüber die Bezeichnung „Zustand“ adäquat sein.

⁶⁹ Angaben hierzu und zur gesellschaftlichen Festlegung von Zielen siehe in Kap. 2.2.2.2 und 2.3.2.2.

⁷⁰ Kriterium (von griech. κριτήριο = [entscheidendes] Kennzeichen) wird von Mittelstrass (1984: 497) als „methodologischer Terminus zur Angabe der Gründe für die Geltung von (theoretischen und praktischen) Sätzen bzw. für das Vorliegen von Sachverhalten“ definiert. Im Hinblick auf die Zieldefinition spricht Laux (1998: 25) von „Optimierungskriterium“, Bechmann (1981: 158ff.) von „Richtwert“.

⁷¹ Nach Bechmann (1981: 103) ist „Bewerten eine Beziehung zwischen einem wertenden Subjekt und einem gewerteten Objekt ...“. Diese Beziehung kann letztlich nur eine vergleichende sein. Nach der hier vertretenen Auffassung umfasst sie nicht die Gegenüberstellung und Auswahl von alternativ angestrebten Verhältnissen. Jene werden im Weiteren als „Entscheidung“ unterschieden (siehe unten). Im selben, allerdings sehr verkürzten Sinne spricht Scholles (2001: 106) von Bewertung als „Ist-Soll-Abgleich“.

handlungsorientierte Ziele bestimmten Modell (Ideal) verglichen (siehe Abb. 2.2). Für diesen Vergleich erscheint die Unterscheidung (i) einer sachlichen Ermittlung der Differenz (*Bilanzierung*)⁷² und (ii) deren lebensweltliche *Interpretation* aufgrund ergänzender intuitiver Aspekte sinnfällig. Bei Letzterer spielen unter anderem Fragen des Umgangs mit Unsicherheiten bei der Bilanzierung eine Rolle.⁷³

Erkenntnistheoretisch finden Wahrnehmung, Modellbildung, Wert- bzw. Zielsetzung und Bewertung stets (in einem konstruktivistischen Prozess⁷⁴) in Subjekten statt (vgl. Peters 1999: 6f.). Für gesellschaftliche Umweltentwicklung ist eine Inter-Subjektivität von Bewertungen anzustreben. Dazu ist eine Offenlegung der beiden Bewertungsschritte zwischen den beteiligten Akteuren und gegenüber der Öffentlichkeit erforderlich.

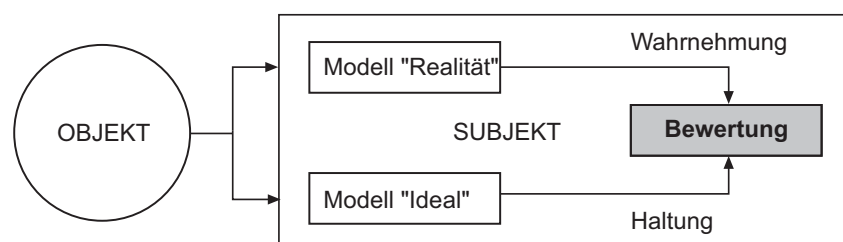


Abbildung 2-2: Grundschema einer objektbezogenen Bewertung

Im Weiteren werden ausschließlich Bewertungen bezogen auf ökologische Sachverhalte betrachtet.⁷⁵ Dies ergibt sich aus der Zielstellung, die Umweltrelevanz gesellschaftlicher Entscheidungen darzustellen. Die Bedeutung anderer, vor allem ökonomischer und soziokultureller Bewertungsaspekte bleibt davon unberührt. Die Bewertung ökologischer Sachverhalte wird in dieser Arbeit nur aus der Sicht des Schutzes der naturogenen Umwelt betrachtet. Bewertungsansätze, die in erster Linie auf die Minimierung von nutzungsbedingten Emissionen⁷⁶ oder auf die Nutzbarkeit der Umwelt ausgerichtet sind,⁷⁷ bleiben unberücksichtigt. Jene können sich auf der Grundlage der immissionsseitigen Bewertungen anschließen.

⁷² Für die vorliegende Fragestellung des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings liegt das Hauptaugenmerk auf der nachvollziehbaren Gegenüberstellung von realem und idealem Modell. Aus diesem Grund bezieht sie sich vorrangig auf diskrete Ausprägungen von Kenngrößen und weniger auf die Transformation in dimensionslose Zielerfüllungsgrade.

⁷³ Siehe dazu Kap. 2.2.1.1.

⁷⁴ Siehe Unterpunkt „Umwelt“ in diesem Kapitel.

⁷⁵ Auf die Formulierung „ökologische Bewertung“ wird verzichtet, da neben ihrer ausschließlich zulässigen Bedeutung im Sinne von *Bewertung nach ökologischen Gesichtspunkten* in lebensweltlichen Kontexten häufig auch die wissenschaftstheoretisch unsinnige Verwendung nach der Frage „Wie ökologisch ist etwas?“ erfolgt.

⁷⁶ Näheres zur emissionsseitigen Umweltvorsorge siehe in Kap. 2.3.4.1 und Kap. 2.3.4.6.

⁷⁷ In der Landschaftsökologie wird die auf die naturogenen Landschaftsfunktionen ausgerichtete (vorsorgeorientierte) Bewertung als „ökologische Belastungsbewertung“, die die Nutzbarkeit fokussierende Bewertung als „ökologische Eignungsbewertung“ bezeichnet (Marks et al. 1992: 28, Bastian & Schreiber 1999: 59).

In den Umweltwissenschaften wird der Bewertungsbegriff häufig auch für die *Klassifikation* nach bewertungsrelevanten Kenngrößen (Indikatoren) verwendet (z.B. Marks et al. 1992, Plachter 1994: 88ff., Usher & Erz 1994: 24ff., Krönert et al. 2001). Ein derartiges Bewertungsverständnis birgt im gesellschaftlichen Kontext die Gefahr eines „naturalistischen Fehlschlusses“ (Moore 1984: 40f. in Anlehnung an Hume 1973), indem hohe Bewertungen zugleich als „gut“ beziehungsweise „anstrebenswert“ verstanden werden. Abgesehen davon, dass unter naturwissenschaftlichen Paradigmen eine solche Überführung vom Sein zum Sollen unzulässig ist, riskiert eine derartige Herangehensweise den gesellschaftlichen Entscheidungsträgern eigene Wertsetzungen vorzuenthalten oder dies zumindest implizit zu vermitteln.⁷⁸ Demgegenüber erscheint es angebracht nur dann von Bewertung zu sprechen, wenn es sich um Gegenüberstellungen von angestrebten mit realen oder prognostizierten Ausprägungen handelt. Und dies ist auch mit den klassifizierten Indikatoren der genannten Autoren möglich.⁷⁹

Entscheidung

In der präskriptiven Entscheidungstheorie wird unter Entscheidung ganz allgemein „*die (mehr oder weniger bewusste) Auswahl einer von mehreren möglichen Handlungsalternativen*“ verstanden (Laux 1998: 1)⁸⁰. Die Wahlmöglichkeit eines Akteurs erfordert grundsätzlich mindestens zwei Alternativen⁸¹, mit denen ein oder mehrere Ziele unter spezifischen Umweltverhältnissen⁸² in unterschiedlichem Ausmaß erreicht werden können (Bechmann 1981: 95, Eisenführ & Weber 1999: 9, Laux 1998: 4). Das *Entscheidungsproblem* lässt sich mit folgender Frage umreißen: Welche Handlungsalternative sollte zur Erreichung der definierten Ziele – zu jedem Zeitpunkt – gewählt werden? Weitergehend sprechen Fürst & Scholles (2001: 9) von „rationaler Entscheidung“, „wenn sie bezogen auf die Ziele – am effektivsten (wirksamsten) und effizientesten (wirtschaftlichsten) ist.“

Entscheidungen werden – wenngleich oftmals intuitiv vermengt – in mehrstufigen Prozessen getroffen. Dies gilt insbesondere für institutionalisierte intersubjektive Entscheidungen, wie sie für die öffentlich-rechtliche Umweltentwicklung maßgeblich sind.⁸³ Laux (1998: 8) unterscheidet ganz allgemein die Phasen der *Vorentscheidungen* mit Problemformulierung, Zielfestlegung und Betrachtung möglicher Lösungen von der *Endentscheidung* mit der Wahl der tatsächlichen Lösung.⁸⁴ Vor diesem Hintergrund kann der Entscheidungsbegriff sowohl in einem *weiteren Sinne* (Vor- und Endentscheidung) als auch in einem *engeren Sinne* (Endentscheidung) verwendet werden.⁸⁵ Aus der Warte

⁷⁸ Möglicherweise hat gerade auch dieser Aspekt mit zum „Scheitern der klassischen Landschaftsplanung“ (Hübler 1988: 47f.) beigetragen.

⁷⁹ In diesem Sinne äußern sich auch Bastian & Schreiber (1994: 59). Vgl. u.a. auch das von Hovestadt et al. (1993: 222ff.) vorgeschlagene Konzept zur bioökologischen Unterstützung von Eingriffsbewertungen im Hinblick auf die Gefährdung von Tierpopulationen.

⁸⁰ Bechmann (1981: 95) lässt den Entscheidungsbegriff auch für die Auswahl von Zielen gelten.

⁸¹ Zwei Alternativen i. d. S. können auch die Realisierung und Nicht-Realisierung einer Handlung sein.

⁸² „Umwelt“ wird hier im Sinne von externen Bedingungen verstanden.

⁸³ Das weitere Verständnis von Entscheidungen beschränkt sich deshalb auf kollektive Mehrpersonen- oder Gruppenentscheidungen, d.h. auf überindividuell eindeutige Entscheidungsprobleme (vgl. DVWK 1999: 58).

⁸⁴ Analoge Schritte gibt Bechmann (1981: 125) für den Ablauf einer Planung an.

⁸⁵ Laux (1998: 8) spricht dahingehend von „Entscheidungsprozess“.

der Endentscheidung können die Vorentscheidungen auch als *Entscheidungsvoraussetzungen* bezeichnet werden.

Nach dem in der vorliegenden Arbeit verwendeten Begriffsverständnis gehört zu den Entscheidungsvoraussetzungen auch der zuvor dargestellte Schritt der *Bewertung*⁸⁶. Er beschränkt sich bei der Bilanzierung auf die Gegenüberstellung von Zustand bzw. Prognose mit den zugehörigen Zielkriterien für *jede Alternative*. Für die Endentscheidungsfindung erfolgt eine Gegenüberstellung (Reihung) dieser Bewertungen für *unterschiedliche Alternativen* (siehe Abb. 2.3).⁸⁷ Bei dem quantitativen Vergleich von Alternativen nach diskreten Kenngrößen (Indikatoren) kommt für diese Endentscheidung auch eine Integration unterschiedlicher Bewertungskenngrößen in Betracht (Mehrzielproblematik). Hierzu sind unter Einbeziehung der Kenngrößen mittels multikriterieller Verfahren Rangfolgen der Alternativen zu bilden.⁸⁸ Dabei verfügen Endentscheidungen über eine eigene normative Dimension. Diese besteht in der Gewichtung⁸⁹ der Werte und Ziele untereinander. Auch eine gleiche Gewichtung gehört hierzu.

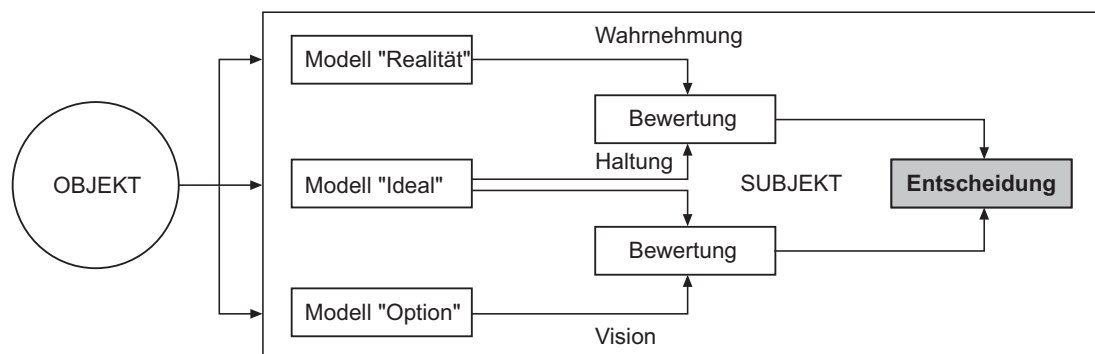


Abbildung 2-3: Grundschemata einer objektbezogenen Entscheidung

Analog zur Bewertung sind die formalisierten Schritte von Endentscheidungen als Unterstützung gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse zu sehen. Über den rein quantitativen Alternativenvergleich kommt deshalb der Interpretation der Ergebnisse ebenfalls ein eigenständiger Stellenwert zu.

⁸⁶ Siehe oben. Eine Unterscheidung von Bewertung und Entscheidung findet sich u.a. auch bei Dahmen (2000: 66f.) und Fürst & Scholles (2001: 10).

⁸⁷ Die hierfür notwendige Vergleichbarkeit der Alternativen erfordert, dass jede Alternative nach denselben Kenngrößen bewertet werden kann. Als Resultat ergibt sich eine *Präferenz* oder *Indifferenz* von Alternativen. Bei der Reihung mehrerer Alternativen ist deren Transitivität zu beachten, d.h. „wenn Alternative A der Alternative B und Alternative B gegenüber Alternative C bevorzugt wird, so muss A auch C vorgezogen werden“ (DVWK 1999: 38).

⁸⁸ Näheres siehe in Kap. 2.3.5.2

⁸⁹ Präferenzen *a priori* oder *a posteriori*. Laux (1998: 25) bezeichnet deren mathematischen Ausdruck als „Präferenzfunktion“.

Innerhalb dieses sehr weit gefassten, sämtliche Wahlakte umfassenden Begriffs stehen in der vorliegenden Arbeit Entscheidungen im Vordergrund, die auf einer intersubjektiven, gesellschaftlichen Ebene im Zusammenhang mit Wirkungen auf die naturogene Umwelt stehen. Dies soll die generelle Bedeutung der Entscheidungen von Individuen für die Erhaltung der naturogenen Umwelt nicht unterbewerten (vgl. Jonas 1984, Schanze 1988), zumal die Akteure im Entscheidungsprozess letztlich ebenfalls Individuen sind. Institutionalisierte⁹⁰, intersubjektive Entscheidungen erreichen allerdings zumeist eine besondere Tragweite für die Umwelt, so dass an die Vorbereitung und Begründung derartiger Entscheidungen spezifische Anforderungen zu stellen sind. Für deren Zustandekommen existieren in der Regel formalisierte Verfahren im Rahmen rechtlicher und planerischer Instrumente. In der vorliegenden Arbeit wird dahingehend nicht alleine die rechtliche Abwägung oder Berücksichtigung⁹¹ fokussiert. Vielmehr erstreckt sich der Entscheidungsbegriff auch auf die über das Zulassungsrecht hinausgehende Entwicklungsplanung⁹² und schließt deshalb die informelle Abstimmung zwischen gesellschaftlichen Akteuren mit ein.

2.2 Konzept des „umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings“

2.2.1 Ziele, Aufgaben, Anforderungen

2.2.1.1 Ziele und deren Abgrenzung

Als „umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring“ wurde die *Untersuchung, operable Strukturierung und fortschreibungsfähige Darstellung von umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen im Hinblick auf die Vorbereitung und Begleitung gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse* definiert. Innerhalb der gesellschaftlichen Aufgabe der Umweltentwicklung unterstützt es fachwissenschaftlich die Beurteilung von Umweltverhältnissen sowie die Auswahl und fortlaufende Steuerung von Handlungsalternativen mit Wirkungsbeziehungen zur naturogenen Umwelt.⁹³ Es ist damit der *formal-logischen* Komponente⁹⁴ von Planung bezogen auf die Informationsverarbeitung zuzuordnen (Fürst & Scholles 2001: 25). Dazu gilt es zunächst die umweltwissenschaftlichen Erkenntnisse über die naturogene Umwelt von lebensweltlichen *Zielfestlegungen* sowie den Interpretationen bei *Bewertungen* und *Entscheidungen* (i.e.S.) abzugrenzen. Diese sind an-

⁹⁰ „Institutionalisiert“ wird hier i.S. des „akteurzentrierten Institutionalismus“ verwendet (Mayntz & Scharpf 1995, Scharpf 2000).

⁹¹ *Abwägung* wird nach der Abwägungslehre des Bundesverwaltungsgerichts als rechtliche Gewichtung konfligierender Belange verstanden (Gassner 1995: 44). In § 12 Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) findet sich dafür der Terminus *Berücksichtigung* (Bunge 1996: 8).

⁹² Zumeist gesamträumliche, mittel- bis langfristige Planung mit Zielen und Maßnahmen über die angestrebte Entwicklung eines Raums, die sich von der einzelfallbezogenen Vorhabenzulassung unterscheidet (z.B. naturschutzrechtliche Landschaftsplanung, wasserwirtschaftliche Bewirtschaftungsplanung).

⁹³ Die von Scharpf & Schnabel (1978: 44f.) aus der Warte der Raumplanung geforderte Funktion des „informativen Orientierungsrahmens“ wird damit in eine fachwissenschaftliche (*umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring*) und eine diese gesellschaftlich interpretierende umweltpolitische Dimension (*Umweltentwicklung*) untergliedert.

⁹⁴ Im Gegensatz zum *politischen Prozess* der Konsensfindung (ebd.).

schließlich in den gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen⁹⁵ diskursiv und transparent vorzunehmen.⁹⁶

Das umweltwissenschaftliche Entscheidungsmonitoring steht mit dieser Zielstellung in einem entscheidungs- und handlungsorientierten Kontext, ohne jedoch wissenschaftstheoretische Paradigmen zu überschreiten. Auf diese Weise soll die verbreitete Vermengung von ökologischen Erkenntnissen mit normativen bis zu imperativen Interpretationen entkoppelt werden. Stattdessen geht es um eine reflektierte Verzahnung von gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen und umweltwissenschaftlichen Teilaufgaben. Die fachwissenschaftliche Entscheidungsvorbereitung und -begleitung erhält die Aufgabe einer wertneutralen⁹⁷ Bereitstellung von Umweltinformationen unter Verzicht auf die Vorwegnahme von lebensweltlichen Bewertungen und Entscheidungen. Diese bleiben den gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen vorbehalten und werden aus umweltwissenschaftlicher Sicht grundsätzlich als *entscheidungsoffen* eingestuft.

Hierin unterscheidet sich das umweltwissenschaftliche Entscheidungsmonitoring von der Aufgabe der Umweltentwicklung. Letztere hat die Umwelt als *einen* Belang im Kontext gesellschaftlicher Entscheidungen zu sehen. Die für die Umsetzung des Prinzips der Nachhaltigkeit anzustrebende „Ausgewogenheit“ der ökologischen, ökonomischen und soziokulturellen Belange erfordert deshalb Abwägungen. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Endlichkeit natürlicher Ressourcen und die begrenzte Belastbarkeit von Umwelten keine völlige Substituierbarkeit des Naturkapitals zulässt. Dies hat nicht zuletzt die Diskussion um eine „starke“ und „schwache“ Nachhaltigkeit gezeigt (z.B. Opschoor 1992, Meadows et al. 1992, SRU 1994: 80f., Prescott-Allen 1995: 3, Busch-Lüty 1995, Bossel 1999: 3, Lorenz 1999).⁹⁸ Die ökonomische und soziokulturelle Entwicklung ist insofern langfristig von dauerhaft umweltgerechten bzw. tragfähigen Verhältnissen abhängig (SRU 1996: Tz. 8).

Als Gegenstand des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings kann vor diesem Hintergrund die operable Implementation von zu definierenden Tragfähigkeitsgrenzen⁹⁹ und Ansprüchen an den Zustand der Umwelt in die gesellschaftliche Umwelt-

⁹⁵ Hier wird der Begriff *Entscheidung* im weiteren Sinne verstanden. Durch Bezug auf dahingehende Entscheidungsprozesse ist beim „umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitoring“ analog der Begriff „Entscheidung“ i.w.S. gemeint.

⁹⁶ Im Vergleich zur „Entscheidungsunterstützung“ als einer operablen, zumeist werkzeuggestützten Lösung von Entscheidungsproblemen liegt dem Begriff „umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring“ eine umfassendere fachliche und methodische Aufgabenstellung zugrunde.

⁹⁷ Nicht wertfrei (siehe Kap. 1).

⁹⁸ Siehe dazu auch Kap. 2.3.4.2.

⁹⁹ Vgl. dazu die Literatur zum ökologischen Konzept der „Tragfähigkeit“ (z.B. Hardin 1986). Opschoor (1992) hat daraus das Konzept des „Umweltraums“ abgeleitet. Bund & Misereor (1996: 26ff.) definieren: „Der Umweltraum bezeichnet den Raum, den die Menschen in der natürlichen Umwelt benutzen können, ohne wesentliche Charakteristika wesentlich zu beeinträchtigen. Der Umweltraum ergibt sich aus der ökologischen Tragfähigkeit von Ökosystemen, der Regenerationsfähigkeit natürlicher Ressourcen und der Verfügbarkeit von Ressourcen“ (ebd.: 27). Das UBA (1999: 2) weist allerdings auf die Gefahren hin, dass das Tragfähigkeitskonzept eine Belastung von Ökosystemen a priori akzeptiert. Dies würde insbesondere den im Wasserrecht geltenden Regelungen (Besorgnisgrundsatz, Vorsorgeprinzip) widersprechen. Nach der hier vertretenen Ansicht ergänzen sich beide Positionen entsprechend der im Gewässerschutz seit 1993 praktizierten Doppelstrategie aus Emissions- und

entwicklung verstanden werden. Es gibt die ermittelbare Erheblichkeit umweltrelevanter Entscheidungen nachvollziehbar an und weist auf verbleibende Kenntnisdefizite hin.¹⁰⁰ Durch die konkrete Beschreibung von Entscheidungsfolgen bezogen auf die gesellschaftlichen Ziele ermöglicht es zugleich eine Offenlegung des Ausmaßes der Berücksichtigung der Tragfähigkeitsgrenzen. Hierdurch kann selbst für diejenigen, die nicht in den konkreten Entscheidungsprozess einbezogen werden, eine demokratische Transparenz umweltrelevanten Handelns geschaffen werden.

Damit wird ansatzweise deutlich, dass das Konzept des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings nicht nur wissenschaftstheoretisch aus der begrenzten naturwissenschaftlichen Erkenntnisfähigkeit, sondern auch aus der gesellschaftlichen Warte des Entscheidungsprozesses begründet werden kann. Wie Zieschank (1999) und Jänicke (1996: 23 f.) anhand politikwissenschaftlicher Untersuchungen zeigen, beeinflusst die Qualität der für die Öffentlichkeit aufbereiteten Umweltinformationen die Art und Intensität der Problemwahrnehmung und in der Folge auch deren Politisierung wesentlich.

Daraus wird in der vorliegenden Arbeit die Schlussfolgerung gezogen, dass nur eine Differenzierung und transparente Gegenüberstellung von umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen einerseits und gesellschaftlicher Wertbestimmung und Handlungsentscheidung andererseits eine problemgerechte und konstruktive Debatte initiieren kann. Die Unterscheidung zwischen umweltwissenschaftlichem Entscheidungsmonitoring und der gesellschaftlichen Aufgabe der Umweltentwicklung soll dabei keine Entpolitisierung, sondern gerade umgekehrt den Diskurs von Umweltfragen fördern.

Der Bedarf nach sachbezogenen Informationsinstrumenten wird unter anderem durch die umweltpolitische Bedeutung von Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitsindikatorensystemen bestätigt (z.B. SRU 1998: 93ff., Birkmann et al. 1999, UNCSD 1996, 2001, BMU 2000). Diese Instrumente dienen in erster Linie einem deskriptiven Vergleich von zeitbezogenen Zuständen, um damit „einen repräsentativen, politisch handhabbaren Überblick über die Umweltsituation zu geben“ (SRU 1998: Tz. 145).

Über solche (Umwelt-)Indikatorensysteme – zumindest in ihrer bisherigen Form – geht das Konzept des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings deutlich hinaus. Dies gilt zum einen für das zugrunde liegende systemare Problemverständnis. Nicht die einzelne Kenngröße und deren Veränderung steht im Vordergrund, sondern die Abbildung des betrachteten Systems hinsichtlich der Wechselwirkungen zwischen seinen unbelebten und belebten Elementen, um daraus Aussagen anhand bestimmter Indikatoren bzw. Indices ableiten zu können (vgl. Malkina-Pykh et al. 1999).¹⁰¹ Darüber hinaus umfasst es die Unterstützung bei der Ableitung von Handlungsalternativen sowie dahingehende Prognosen bzw. Szenarioanalysen.

Zum anderen ist für ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring eine Bezugnahme auf gesellschaftliche Ziele über die angestrebte (Mindest-)Umweltqualität

Immissionsschutz (vgl. Art. 4 in Verbindung mit Art. 10 WRRL), da eine Existenz des Menschen unter vollständiger Vermeidung von Beeinträchtigungen von Ökosystemen ausgeschlossen ist.

¹⁰⁰ Die generelle Funktion von Wissenschaft in diesem Zusammenhang charakterisiert Klauer (1999: 118) wie folgt: „However, the prospect of attaining sustainability ... could supported by ... and scientific research which highlight important causal relations in and between nature and society.“

¹⁰¹ Das Fehlen systemarer Ansätze der bisherigen Indikatorensysteme wird u.a. von SRU (1998: Tz. 190) und Lenz (1999: 199) betont.

erforderlich. Nur dadurch kann für ermittelte Indikatorenausprägungen ein normativer Kontext hergestellt werden. Eine derartige Funktion ist wie die systemare Ableitung von Umweltindikatoren auch für Indikatorensysteme mehrfach gefordert worden (SRU 1998: 106f., Birkmann et al. 1999: 166). In den vorliegenden Indikatorenansätzen konnte dies bisher jedoch nur vereinzelt und in Teilaspekten erreicht werden.

Indikatorensystemen vergleichbar hat das umweltwissenschaftliche Entscheidungsmonitoring eine kontinuierliche Untersuchung des Umweltzustands zum Gegenstand (Monitoring). Diese Dauerbeobachtung soll eine Aktualisierung der verwendeten Eingangsdaten sowie eine Überprüfung der für die gewählten Handlungsalternativen prognostizierten Systemänderungen mit der realen Entwicklung der Systeme zulassen. Es trägt auf diese Weise der eingangs erwähnten „intrinsic Nichtvorhersagbarkeit“ Rechnung.¹⁰² Das Monitoring bezieht sich innerhalb eines Entscheidungsprozesses auf die Begleitung nach einer anfänglichen Endentscheidung und fungiert zugleich als Vorbereitung künftiger (Folge-)Entscheidungen.

Im Gegensatz zu einem finalen Planungsbegriff, dessen Aufgabe in der Festlegung¹⁰³ eines Endzustands besteht, sollen Entscheidungen mit dem Konzept des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings als ein nicht endender Prozess verstanden werden. Das gesellschaftliche System tritt dazu in eine durch die Entscheider reflektierte Koevolution mit dem naturräumlichen System ein (vgl. Schellnhuber 2001: 261ff.). Die entscheidungsbezogene Antizipation von Handlungsfolgen ist mit deren Überwachung als Grundlage für Folgeentscheidungen mit gegebenenfalls notwendigen Korrekturmöglichkeiten zu verknüpfen (SRU 1998: 49). Nach Japp & Krohn (1997: 9) müssen dafür „... Instrumentarien genauer Beobachtung und flexibler (aber immer nachträglicher) Reaktionen entwickelt werden ...“, die auch „überraschungsbedingte“ (Thompson et al. 1990: 69) Entwicklungen zu berücksichtigen vermögen.

Die in Kapitel 1 erwähnte Kritik von Planung wird mit dem Konzept weiterhin auch im Hinblick auf die Adressaten aufgegriffen. Zwar ist es keine umweltwissenschaftliche Aufgabe, sich mit der Art der Beteiligung von Dritten in Entscheidungsprozessen auseinander zu setzen. Allerdings kann sich die Form der umweltwissenschaftlichen Informationsbereitstellung wesentlich auf die Nutzbarkeit dieser Informationen auswirken. In diesem Sinne soll das Entscheidungsmonitoring zu einer erheblich verbesserten Partizipation Dritter beitragen. Dieser Aspekt ist in Anbetracht der Erkenntnis nicht zu unterschätzen, dass „der Staat auf das Wissen und die Kooperationsbereitschaft gesellschaftlicher Akteure angewiesen ist“ (SRU 1998: 49, 2002: Tz. 176, 2004: Tz. 421f.).

Trotz dieser wesentlichen Erweiterungen liegt dem Konzept des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings insgesamt ein Verständnis von Entscheidungsprozessen nach der „klassischen Planung“ zugrunde. Das gilt einerseits bezüglich ihres prinzipiell strukturierten, linearen Ablaufs. Dieser wird jedoch nicht final, sondern in einer kontinuierlichen Periodizität und Flexibilität adaptiv aufgefasst. Andererseits wird vor dem Hintergrund der Komplexität von naturogenen Umwelten auch ihr relativ umfassender inhaltlicher Anspruch übernommen.

¹⁰² Eine vergleichbare kontinuierliche Umweltbeobachtung zur Überprüfung von umweltrelevanten Entscheidungen sieht das in Nordamerika angewandte Cumulative Impact Assessment vor (Siedentop 2002: 83).

¹⁰³ Der Begriff wird hier im Sinne von gesellschaftlich getroffenen Entscheidungen verwendet, ohne damit bereits hinsichtlich einer „rechtlichen Festsetzung“ interpretiert zu werden.

Damit soll allerdings kein steuerungstheoretischer Determinismus entsprechend einer *Comprehensive Planning* der 1970er Jahre verfolgt werden. Vielmehr geht es um eine umweltwissenschaftlich ganzheitliche Zielstellung, die eine Einbeziehung der realen systemaren Wirkungsbeziehungen und Systemdynamik zulässt. Auf dieser Grundlage unterstützt die entscheidungsorientierte, flexible Informationsstruktur speziell partizipatorische Entscheidungs- und kooperative Umsetzungsformen. Die wegen der Komplexität des Betrachtungsgegenstandes „naturogene Umwelt“ unvermeidbar verbleibenden Unsicherheiten von Entscheidungen¹⁰⁴ können mit dem Konzept nicht „wegrationalisiert“ werden. Vielmehr wird der Zugewinn an Rationalität auch als Voraussetzung für eine differenziertere Auseinandersetzung mit der „intrinsic Nichtvoraussagbarkeit“ verstanden.

2.2.1.2 Aufgaben in gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen

Die genannten Zielstellungen lassen sich nur durch eine enge Verzahnung von gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen und umweltwissenschaftlichem Entscheidungsmonitoring verwirklichen. Der Entscheidungsprozess ist deshalb zunächst nach den für Entscheidungen konstitutiven Phasen zu spezifizieren. Für die Vorentscheidung wird dabei eine Differenzierung entsprechend den in den Planungswissenschaften verwendeten Phasen vorgenommen (z.B. Fürst & Scholles 2001: 26).¹⁰⁵ Diese Planungsphasen sind in Abbildung 2.4 in der linken Spalte aufgetragen. Bei ihrer Bezeichnung stehen die inhaltlichen Aspekte innerhalb von Entscheidungsprozessen im Vordergrund. Eine Betrachtung der darüber hinausgehenden gesellschaftlichen Einflussfaktoren für Entscheidungsprozesse und ihr prozessualer Verlauf kann an dieser Stelle nicht erfolgen (vgl. Hutter 2005, Hutter & Schanze 2005).

In der Spalte rechts neben den Planungsphasen sind entsprechend der Aufgabenstellung des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings einzelne umweltwissenschaftliche Teilaufgaben zugeordnet. Außer der generellen Bereitstellung von Umweltinformationen und Expertenwissen lassen sich diese Teilaufgaben wie folgt formulieren:

1. Abgrenzung, Datenerfassung und Modellbildung der entscheidungserheblichen Umwelt (Systemanalyse) einschließlich Auswahl von geeigneten Indikatoren
2. Gutachterliche Konkretisierung gesellschaftlicher Ziele der Umweltvorsorge bis zu operablen Zielkriterien
3. Gegenüberstellung von Ist- und Soll-Ausprägungen der Umweltindikatoren
4. Operationalisierung von Handlungsoptionen

¹⁰⁴ Dies gilt insbesondere bei der Zielfestlegung, Wirkungsprognose bzw. Szenarioentwicklung und der Festlegung von Präferenzen (vgl. DVWK 1999: 59ff.).

¹⁰⁵ Der von Hanisch (1997: 89) formulierte Ablauf eines Planungsprozesses erscheint für die vorliegende Fragestellung zu verkürzt. - Gegenüber der weitestgehend analogen Abfolge der einzelnen Phasen beim DVWK (1999: 2ff.) werden dessen Phase 3 „Ermittlung des Entscheidungsfeldes“ mit der dazu gehörenden Bestandsaufnahme vor der Phase 2 „Ziele formulieren“ eingeordnet. Hiermit soll insbesondere dem notwendigen Untersuchungsbedarf für die Festlegung dezidiert Ziele und Standards Rechnung getragen werden. Bei der Beschreibung der einzelnen Phasen für die Wasserwirtschaft durch den DVWK wird deutlich, dass der Planungsprozess bislang eher als fachtechnische Aufgabe verstanden wird.

5. Wirkungsprognose bzw. ex ante-Wirkungsanalyse der Umweltauswirkungen durch Handlungsalternativen (als Teil von Szenarios)
6. Gegenüberstellung von Prognose- und Soll-Ausprägungen der Umweltindikatoren
7. Vergleich von Handlungsalternativen (als Teil von Szenarios)
8. Unterstützung der Konkretisierung von Maßnahmen und deren Umsetzung mittels Daten, Expertenwissen und Werkzeugen
9. Kontinuierliche Beobachtung der Systementwicklung (Monitoring) als Basis für Erfolgskontrolle, Zielfortschreibung und Folgeentscheidungen.

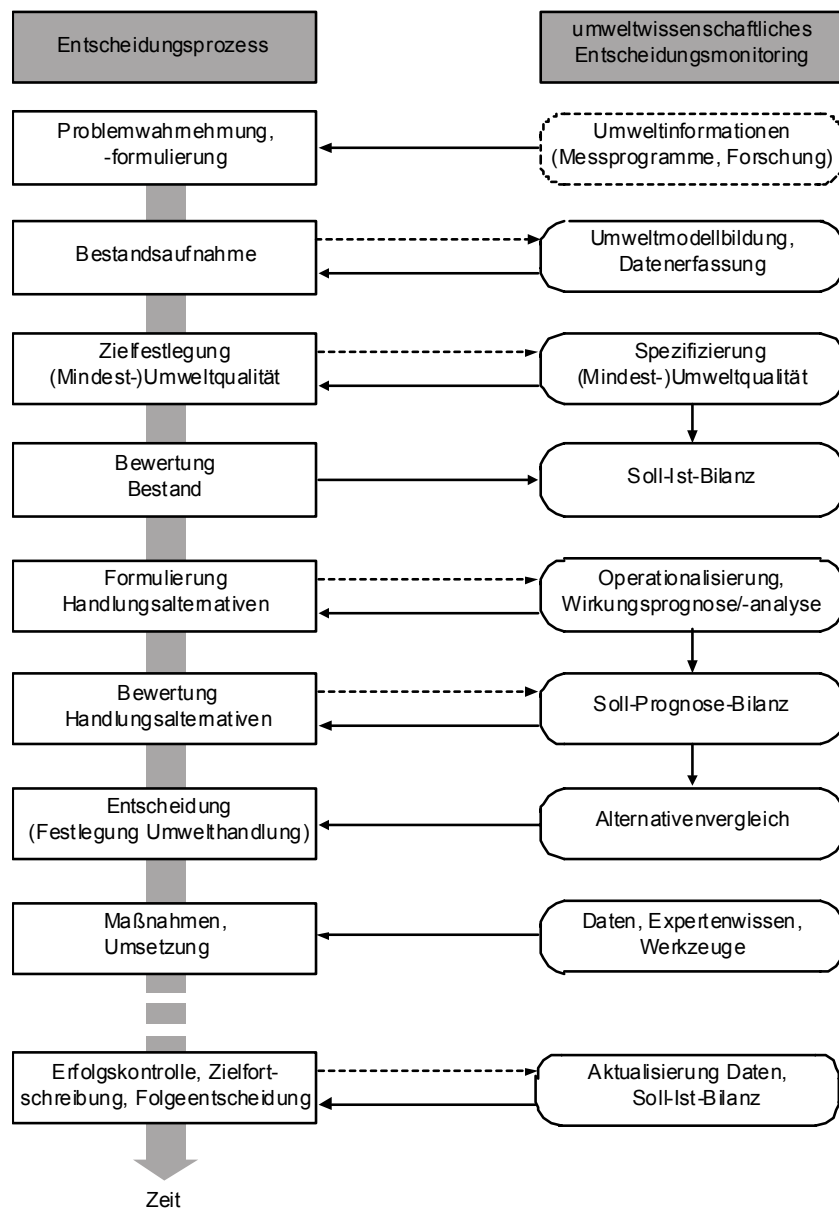


Abbildung 2-4: Beiträge des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings zu den Phasen von Entscheidungsprozessen der Umweltentwicklung

Aufgrund der inkrementalen Konkretisierung der öffentlich-rechtlichen Planung von der Vor- bis zur Entwurfs- und Genehmigungsplanung findet der Entscheidungsprozess auf mehreren Planungsebenen statt (vgl. DVWK 1999b: 1).

2.2.1.3 Anforderungen an die Operationalisierung

Mit den Teilaufgaben des Entscheidungsmonitorings und deren Integration in einen methodischen Gesamtzusammenhang sind aus Sicht der Umweltwissenschaften erhebliche Anforderungen verbunden. Dies gilt zum einen für die problemgerechte Abbildung definierter Umwelten in wirkungsanalytischen Modellen. In der Gegenwart stehen diesbezüglich zwar aus den verschiedenen umweltwissenschaftlichen Disziplinen vielfältige Ansätze zur Verfügung. Zur Unterstützung *lebensweltlicher* Entscheidung im ganzheitlichen Kontext der Umweltentwicklung existiert jedoch ein erheblicher Forschungsbedarf (z.B. Sukopp & Wittig 1998: 2). Dies betrifft speziell die daten- und modelltechnische Kopplung partieller Ansätze zu ganzheitlichen Modellsystemen.¹⁰⁶ Hierfür sind neben der zunehmenden Spezialisierung in den Umweltwissenschaften, die teilweise Inkompatibilität von Modellen und Daten sowie nicht zuletzt die Vielzahl und Komplexität der zu berücksichtigenden Prozesse, Strukturen und Einflussgrößen ursächlich.¹⁰⁷

Zum anderen ergibt sich für ein derart umfassendes Problemverständnis ein immenser Bedarf an Umweltdaten und Datenverarbeitungsmethoden. Dahingehend sind zwar erhebliche Fortschritte bei der Fernerkundung, der Digitalisierung terrestrischer Erhebungen, der automatischen Probenahme sowie den Werkzeugen der Geoinformatik erreicht worden. Dennoch ist gerade die Verfügbarkeit¹⁰⁸ räumlich und zeitlich hochauflösender Daten nach wie vor eine maßgebliche Größe für die Parametrisierbarkeit von Modellen (Heinrich 1999: 127).

Eine weitere Anforderung stellt die Verwertbarkeit von Modellergebnissen i.S. ihrer „lebensweltlichen Relevanz“ dar. Entwicklungsszenarios von umweltwissenschaftlichen Untersuchungen sind bislang vielfach durch generelle Annahmen über Handlungsoptionen und -alternativen gekennzeichnet. Solche Handlungspotenziale sind aus Kosten- und Akzeptanzgründen in der Entscheidungspraxis allerdings nur bedingt vermittel- und umsetzbar. Zur Unterstützung von umweltrelevanten Entscheidungen bedarf es deshalb der räumlich konkreten Analyse von Handlungserfordernissen (Ursachenanalysen), der Operationalisierung umsetzungsorientierter Handlungsoptionen und -alternativen sowie der Wirkungsabschätzung mittels Simulationsmodellen. Auf Grundlage der standortspezifisch unterschiedlichen Wirksamkeit von Handlungsoptionen sollten darüber hinaus wirkungsbezogene Rangfolgen bestimmt werden können.

Und schließlich ergeben sich aus der gutachterlichen Systematisierung und Konkretisierung von Zielkriterien aus den gesellschaftlichen primären Umweltzielen eine Reihe spezifischer Fragen. Hierzu gehören insbesondere Vorschläge zu Referenzzuständen, die Recherche von Indikatorenausprägungen für diese Referenzzustände, die Ermittlung von Begründungszusammenhängen für nicht resiliente Systemveränderungen sowie die Empfehlung der Zielkriterien selbst.

¹⁰⁶ Näheres siehe in Kap. 2.3.3.1.

¹⁰⁷ Nach Jaeger & Scheringer (1999: 5f.) spielt dabei außerdem der geringe Stellenwert von Transdisziplinarität innerhalb der (Umwelt-) Forschung eine Rolle.

¹⁰⁸ Unter „Verfügbarkeit“ werden hier Existenz, Zugänglichkeit u. Verwertbarkeit von Daten verstanden.

2.2.2 Eignung bisheriger Planungs-, Bewertungs- und Entscheidungsmethoden

Aufgrund der in Kapitel 1 konstatierten Verwandtschaft zwischen den Aufgaben der Umweltplanung bzw. Umweltentwicklung und dem umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitoring soll im Folgenden geprüft werden, inwieweit sich Methoden der bisherigen Umweltplanung gegebenenfalls für die skizzierte Aufgabe nutzen lassen. Dazu werden verbreitete¹⁰⁹ Methoden der Umweltplanung kurz dargestellt und hinsichtlich ihrer Eignung bzw. Defizite für ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring evaluiert.

Als Bewertungsaspekte stehen der Grad der Abbildung ökologischer Wirkungszusammenhänge, die Prognosefähigkeit in Bezug auf Handlungsalternativen, die Abgrenzung der Teilaufgaben eines umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings sowie die Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse im Vordergrund. Nachdem dahingehend aktuelle systematische und tiefgehende Untersuchungen der in Betracht kommenden Methoden fehlen, kann dies in der vorliegenden Arbeit nur cursorisch erfolgen. Ein derartiges Unterfangen erscheint dennoch gerechtfertigt, da die generelle Charakteristik und Eignung dieser Methoden anhand wesentlicher Merkmale abgeleitet werden kann.

Die Betrachtung wird nach den für die Entscheidungsprozesse relevanten Teilaufgaben Wirkungsanalyse, Zielfestlegung sowie zur Bewertungs- und Entscheidungsunterstützung systematisiert.¹¹⁰ In Anbetracht ihrer umfassenden planerischen Aufgabenstellung lassen sich die ausgewählten Verfahren zum Teil nur schwerpunktmäßig nach ihren maßgeblichen Lösungspotenzialen zu diesen Kategorien zuordnen. Dies gilt insbesondere für die Methoden zur Zielfestlegung sowie Bewertungs- und Entscheidungsunterstützung, bei denen die einzelnen Teilaufgaben in einen schrittweisen Ablauf integriert sind. Ein genereller Überblick über die Vielzahl von Bewertungs- und Entscheidungsmethoden, die zumeist in anderen Gebieten der Wissenschaft in Verbindung mit Entscheidungsproblemen entwickelt wurden, würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

2.2.2.1 Wirkungsanalytische Planungsmethoden

Zur Beschreibung der Auswirkungen von (anthropogenen) Nutzungen auf die naturogene Umwelt werden in der Umweltplanung eine Reihe sehr unterschiedlicher raumbezogener Methoden angewendet. Nach der Art der Beschreibung von Wirkungszusammenhängen lassen sich statistische und kausalanalytische Verfahrensweisen unterscheiden. Statistische Verfahren spielen allerdings nur in Verbindung mit entsprechenden Prognosetechniken (z.B. Trendextrapolation) bei der Untersuchung einzelner Parameter eine Rolle.

¹⁰⁹ Die Auswahl erfolgte unter dem Gesichtspunkt vergleichbarer Aufgabenstellungen in Bezug auf ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring und der mutmaßlichen Häufigkeit ihrer Anwendung in der Umweltplanung anhand ihrer Nennung in der einschlägigen Literatur.

¹¹⁰ Siehe Kap. 1 und Kap. 2.1.2.

Für inhaltlich umfassendere umweltplanerische Untersuchungsansätze finden überwiegend schematische¹¹¹ kausalanalytische Verfahren Verwendung. Sie werden in der Literatur überwiegend unter der Bezeichnung (*ökologische*) *Wirkungsanalysen* subsummiert (Bechmann 1981: 164ff., Langer 1996: 40, Fürst & Scholles 2001: 180). Bedeutende Methoden sind verbal-argumentative Verfahren sowie verschiedene Verflechtungsmatrizes (Fürst & Scholles 2001: 180) bzw. Matrix-Interdependenz-Analysen (Bechmann 1981). Zu den letztgenannten gehören unter anderem die Matrizes nach McHarg (1969), Bierhals et al. (1974), Schemel (1979) und Krause (1980) sowie die weit verbreitet angewandte Ökologische Risikoanalyse (siehe unten).

Planerische Wirkungsanalysen bilden die betrachteten Wirkungsgefüge sehr vereinfacht in schematischen Algorithmen zur Verknüpfung von Ursachen (Einwirkungen, Impakts) und Folgen (Auswirkungen, Effekte) ab. Außer rein qualitativen ja/nein-Verknüpfungen erfolgen auch „quantitative“ Verknüpfungen unter Verwendung ordinaler Skalierungen der Wirkungsfaktoren. Neben der Anwendung für die Beschreibung von existierenden Umweltzuständen werden planerische Wirkungsanalysen auch für (Wirkungs-)Prognosen (Bechmann 1981: 169ff., Stiens 1996: 69) herangezogen.

Innerhalb der Wirkungsanalysen nimmt die Ökologische Risikoanalyse eine gewisse Sonderstellung ein. Ursprünglich von Aulig et al. (1977) und Bachfischer (1978) für Fragen der Raumplanung entwickelt, wurde diese Methode für die Aufgaben der Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung einige Male modifiziert (Kiemstedt et al. 1982, Scharf 1982, Scholles 1997). Als mehrstufige Verflechtungsmatrix dient sie einer schematischen Operationalisierung und Bewertung von Wirkungszusammenhängen.

Bezogen auf den Wirkungskomplex „umweltrelevante Auswirkungen von Nutzungsansprüchen als Ursache – Veränderungen von Quantitäten und Qualitäten natürlicher Ressourcen als Wirkungen“¹¹² werden Nutzungsansprüche und natürliche Ressourcen vertikal und horizontal in Teilbereiche zerlegt, nach aggregierten ordinalen Kategorien klassifiziert und anschließend regelbasiert verknüpft.¹¹³ Ergebnis ist ein ebenfalls ordinal skaliertes „ökologisches Risiko“, welches aus der „Empfindlichkeit gegenüber Beeinträchtigungen“ und der „Intensität potenzieller Beeinträchtigungen“ gebildet wird (Bachfischer 1978: 79ff.).

Die „Modellbildung“ der Methode basiert auf der regionalen Datenverfügbarkeit in den 1970er Jahren. Wenngleich einzelne Faktoren mit mathematischen Modellen höher auflösend ermittelt werden können, werden diese im Rahmen der Überlagerung von Nutzungen und naturräumlichen Verhältnissen auf die ordinalen Skalen generalisiert. Eine Berücksichtigung medienübergreifender Wirkungszusammenhänge kann nur durch mehrfache Betrachtung derselben Wirkungsbeziehungen in verschiedenen medialen Konfliktbereichen erfolgen.

¹¹¹ „Schematisch“ wird hier i.S. von Abstraktion bezogen auf die umweltwissenschaftlich definierten Parameter verstanden.

¹¹² In der vorliegenden Arbeit wird „Auswirkungen“ im Sinne von „Einwirkungen in Umweltsysteme“ und „Wirkung“ im Sinne von „Umweltfolge“ verstanden.

¹¹³ Im Zuge der Weiterentwicklung der Methode durch Kiemstedt et al. (1982) wurde zur Vermeidung einer Vorwegnahme der gesellschaftlichen Gewichtung auf eine horizontale Aggregation der schutzgutbezogenen Teilergebnisse verzichtet.

Vor allem die wirkungsanalytische Interpretation des Risikobegriffs¹¹⁴ hat die Methode der Kritik ausgesetzt. So kann nach Eberle (1984: 17) die beanspruchte „präzise Bestimmung von Wirkungszusammenhängen“ zur Ermittlung des ökologischen Risikos durch die Verflechtungsmatrices nicht eingelöst werden. Auch deckt sich der Risikobegriff nicht mit den mittlerweile anerkannten Konzepten (vgl. WBGU 1998).

Gleiches gilt für die impliziten Bewertungen bei der Anwendung dieser Methode. Zwar wird im Ablaufschema ein Teilschritt „Zielvorstellungen“ genannt. Jene werden allerdings nicht als Soll-Werte nachvollziehbar den Teilgrößen „Empfindlichkeit gegenüber Beeinträchtigungen“ oder „ökologisches Risiko“ gegenübergestellt. Vielmehr erfolgt die Überführung in eine „Relevanzstruktur“, in der diejenigen Faktoren zusammengestellt sind, „von denen positive und negative Wirkungen auf die natürlichen Umweltfaktoren bzw. die Umweltqualität ausgehen“ (Bachfischer 1978: 49). Mit andern Worten handelt es sich um eine kombiniert wirkungsanalytische und normative Klassifikation der Faktoren, wobei die ordinalen wirkungsanalytischen Skalierungen zugleich imperativ interpretiert werden. Die gesellschaftliche Bewertung wird dadurch von den Anwendern der Methode größtenteils vorweg genommen und den Entscheidungsträgern vorenthalten (Hübler 1996: 21)¹¹⁵.

Bachfischer (1978: 99) räumt dementsprechend ein, dass es sich bei der Methode nicht mehr um eine reine Wirkungsanalyse handelt, sondern zum Teil bereits um ein Bewertungsverfahren. „Die Ursache dafür, dass die Problemlösung dann letztlich doch als Bewertungsvorgang interpretierbar ist, liegt in den Beschränkungen bei den verfügbaren Informationen und Kenntnissen über die ablaufenden physikalisch-chemischen Prozesse.“ Dieses Grundproblem der Methode konnte auch bei deren Weiterentwicklung nicht behoben werden.¹¹⁶

Nicht mehr zu den „traditionellen“ Methoden der Umweltplanung werden hier physikalische bzw. mathematische Simulationsmodelle¹¹⁷ gezählt. Wenngleich sie letztlich ebenfalls auf einem wirkungsanalytischen Konzept basieren, stellen sie durch ihre physikalische bzw. mathematische Abbildung von Mensch-Umwelt-Systemen eine angewandte naturwissenschaftliche Methodenkatgorie dar. Auf diese Ansätze einschließlich der aus ihnen ableitbaren kardinalen Bilanzierungsansätze wird in Kapitel 2.3 näher eingegangen.

Aus diesen kursorischen Darstellungen wird deutlich, dass planerische Wirkungsanalysen nur einen sehr geringen Grad der Abbildung von ökologischen Wirkungszusammenhängen erreicht haben. Mit Hilfe einfacher Verknüpfungsregeln können ökologische Systeme mit ihren Elementen und dynamischen Wirkungsbeziehungen nur äußerst eingeschränkt beschrieben werden, zumal die Wirkungszusammenhänge durchwegs nur in

¹¹⁴ Nach Breckling & Müller (1998: 3) geht der Risikobegriff auf den mittelalterlichen Handel zurück und basiert auf „Handlungsoptionen unter Bedingungen der Ungewissheit des Einzelfalles, wobei erwarteter Nutzen und möglicher Schaden abzuwägen sind.“ Vgl. auch Krohn & Krücken (1993), Schanze (2005a,b).

¹¹⁵ Dies gilt insbesondere auch für die von Hübler (1988) kritisierte „Opas Landschaftsplanung“.

¹¹⁶ Vor diesem Hintergrund werden hier die von Zieschank et al. (1993) gesehenen Potenziale zur Weiterentwicklung der Ökologischen Risikoanalyse als methodische Basis für die Ableitung von Indikatorenssystemen nicht gesehen.

¹¹⁷ Siehe Begriffsbestimmung in Kap. 2.3.3.1.

eindimensionalen und parallelen Wirkungsbeziehungen bzw. -ketten behandelt werden. Folglich ist auch bei den mit diesen Methoden erstellten „Prognosen“ nur von einer sehr geringen Validität auszugehen.

Wie für die Ökologische Risikoanalyse gezeigt worden ist, werden bei einigen planerischen Wirkungsanalysen außerdem neben Sachaussagen teilweise bereits Wertungen vorgenommen. Trotz der Anschaulichkeit der Ergebnisse ist damit deren Nachvollziehbarkeit sehr eingeschränkt. Darüber hinaus ist eine Überprüfbarkeit der Wirkungsprognosen nahezu ausgeschlossen, da u.a. das Konstrukt „ökologisches Risiko“ in der Wirklichkeit nicht erfasst werden kann.

2.2.2.2 Methoden zur Zielfestlegung

Bei der Formulierung und Strukturierung von Zielen lassen sich ganz ungegliederte von gegliederten Formen der Zielfestlegung unterscheiden. Die Gesamtheit gegliederter Ziele wird in der Regel als Zielsystem bezeichnet (Zangemeister 1970: 89¹¹⁸, Bechmann 1981: 147, Eisenführ & Weber 1999: 60, Fürst & Scholles 2001: 141f.). Zielsysteme lassen sich nach horizontaler Gliederung in Haupt- und Nebenziele sowie vertikaler bzw. hierarchischer Gliederung in Ober- und Unterziele unterscheiden (ebd.: 148).

In der bisherigen Umweltplanung kommen – sofern überhaupt explizit behandelt¹¹⁹ – sowohl ungegliederte, listenartige Zusammenstellungen von Umweltzielen¹²⁰ als auch hierarchisch gegliederte Zielsysteme vor. Die Untergliederung der letztgenannten erfolgt entweder rein verbal-argumentativ oder kombiniert mit der Ableitung quantitativer Zielkriterien. Hierfür finden nominale, ordinale¹²¹ sowie kardinale Skalierungen Verwendung (Fürst et al. 1992: 36, Poschmann et al. 1998: 84). Sämtlichen operablen Bewertungs- und Entscheidungsunterstützungsverfahren liegen derartige quantitative Zielkriterien zugrunde.

Als spezifische Zielkategorien der Umweltentwicklung wurden von Fürst et al. (1992) vor dem Hintergrund dementsprechender politischer Forderungen (Bundesregierung 1986: 17f., Hauff 1987: 314) Umweltqualitätsziele und Umweltqualitätsstandards wissenschaftlich definiert.¹²² Danach geben "*Umweltqualitätsziele* ... bestimmte sachlich, räumlich und ggf. zeitlich definierte Qualitäten von Ressourcen, Potenzialen oder Funktionen an, die in konkreten Situationen erhalten oder entwickelt werden sollen" (Fürst et al. 1992: 9, SRU 1998, Tz. 9). "*Umweltqualitätsstandards* sind ... konkrete Bewertungsmaßstäbe

¹¹⁸ „Das Zielsystem einer Organisation besteht aus der geordneten Menge aller handlungsbestimmenden Ziele, die bei der Ableitung einer rationalen Entscheidungsempfehlung zu berücksichtigen sind ...“ (Zangemeister 1970: 89). Als wichtigste Anforderungen geben Eisenführ & Weber (1999: 60) an: Vollständigkeit, Redundanzfreiheit, Messbarkeit, Präferenzunabhängigkeit und Einfachheit.

¹¹⁹ DVWK (1999: 9) weisen in diesem Zusammenhang darauf hin, dass in der Praxis der wasserwirtschaftlichen Umweltentwicklung viele Bewertungs- und Entscheidungssituationen unter unklaren Zielvorstellungen leiden. Diese Einschätzung wird höchstwahrscheinlich auch auf andere Bereiche umweltrelevanter Planung zutreffen.

¹²⁰ Rehbinder (1997: 314) nennt „Umweltziele“ einen „- eher unschönen - ... Oberbegriff zu den eigentlich wesentlichen Begriffen „Umweltqualitätsziel“ und „Umwelthandlungsziel“.

¹²¹ Einschließlich Fuzzy-Linguistik (vgl. Zadeh 1965).

¹²² Eine Übersicht über die historische Entstehung von Umweltqualitätszielen enthält SRU (1998: Tz. 59ff.).

zur Bestimmung von Schutzwürdigkeit, Belastung, angestrebter Qualität, indem sie für eine bestimmte Parameter- bzw. Indikatorausprägung, Messverfahren und Rahmenbedingungen festlegen" (Fürst et al. 1992: 11).¹²³ Bei Letzteren handelt es sich um (immisionsseitige) Bewertungsindikatoren mit herausgehobenen Zielkriterien (Lehnes & Härtling 1997: 14).

Beide Zielarten wurden in einen Zusammenhang mit zwei als *Leitbild* und *Leitlinie* benannten übergeordneten Zielebenen gestellt (siehe Abb. 2.5). Diese zusätzlichen Begriffe wurden jedoch inhaltlich nicht spezifiziert (vgl. Lehnes & Härtling 1997: 7). Der Zielebene Leitbild werden in der nachfolgend genannten Literatur die primären Ziele (Lehnes & Härtling 1997: 19) einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung zugeordnet (SRU 1994: Tz. 101, UVP-Förderverein 1995: 5, SRU 1996: Tz. 1).^{124,125}

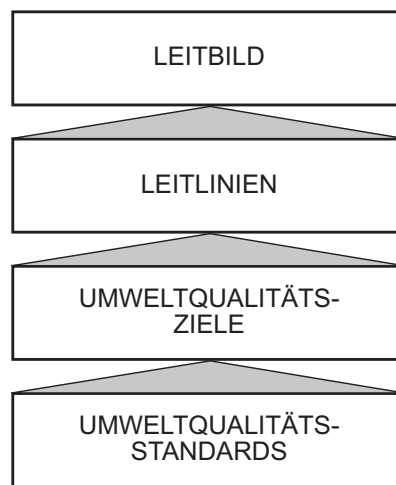


Abbildung 2-5: Zielebenen von Umweltqualitätszielkonzepten nach Fürst et al. (1992: 10)

Vor dem Hintergrund der naturschutzfachlichen Leitbild-Diskussion (vgl. z.B. Bröring & Wiegleb 1999: 3ff.)¹²⁶ wurde erstmals von Jessel (1994a: 6) die Bedeutung des Leitbild-Begriffs im Zusammenhang mit Umweltqualitätszielen anders aufgefasst: Als Leitbild wird die „integrative Summe der Umweltqualitätsziele, bezogen z.B. auf eine Gemeinde, einen Naturraum“ formuliert. Dessen Funktion beschränkt sich allerdings nicht mehr auf die reine Zieldefinition. Vielmehr werden mehrere Teilaufgaben von Entscheidungsprozessen wie Referenzzustand, Zielfestlegung und Handlungsalternative/Maßnahmen in verschiedenen Konkretisierungsstufen einbezogen (Jessel 1994b: 54, Reck & Jessel 1999: 8). Eine Zuordnung zur Aufgabe der Zielfestlegung ist damit nur bedingt möglich.

¹²³ Umweltqualitätsstandards sind eine spezielle Form von Umweltstandards. Letztere werden vom SRU (1996: Tz. 727) ganz allgemein als „quantitative Festlegungen zur Begrenzung verschiedener Arten von anthropogenen Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt“ bezeichnet.

¹²⁴ Für den Leitbildbegriff fehlt bislang eine allgemein anerkannte Definition (Fürst & Scholles 2001: 144). Zu seiner Verwendung in der Wasserwirtschaft siehe Kap. 2.5.2.

¹²⁵ Siehe Kap. 2.3.4.2.

¹²⁶ Die genannten Autoren geben auch einen Überblick über die Geschichte des Leitbild-Begriffs von den Geisteswissenschaften über die Planungswissenschaften bis zur Naturschutzdiskussion.

In der wasserwirtschaftlichen Planung bzw. dem Gewässereinzugsgebietsmanagement wird der Leitbild-Begriff in erster Linie im Sinne von Referenz oder aber auch im zuvor genannten Sinne verwendet (Friedrich & Hesse 1996: 7, Gunkel 1996: 273, Hamm 1998: 16). Er erstreckt sich auf den potenziellen natürlichen Zustand (Kohmann 1995: 568) oder mehrstufig von Referenzzuständen („potenzielles Leitbild“) bis zu normativen Entwicklungszielen („integriertes Leitbild“) (DVWK 1996: 43). Bezeichnungen und Inhalte unterscheiden sich dabei allerdings von den naturschutzfachlichen Konzepten.¹²⁷

Der Begriff *Leitlinien* wird bei Jessel (1994a: 6) als übergeordnete Grundsätze mit „allgemeinen Zielvorstellungen der Umweltpolitik ohne weitere räumliche oder sachliche Konkretisierung“ definiert. Ähnlich wird er auch vom UVP-Förderverein (1995) verwendet. Letzterer bezeichnet Leitlinien als „übergeordnete, sehr allgemein formulierte Zielvorstellungen der Umweltpolitik“ (ebd.: 5). Im Sinne beider Definitionen findet der Begriff beispielsweise bei den nationalen „Leitlinien zur Umweltvorsorge“ der Bundesregierung (1986) Verwendung. Seine Stellung in der Zielhierarchie ist abhängig vom Verständnis des Leitbild-Begriffs. Bei einer Interpretation von Leitbild als oberste Zielebene im Sinne eines primären Ziels sind Leitlinien eine Ableitung des Leitbildes (Fürst et al. 1992, SRU 1994, 1998, Fürst & Scholles 2001: 141, Steiner 2004).¹²⁸ Wird der Begriff Leitbild als eine gebiets- und problembezogene Zielebene verstanden, stellen Leitlinien eine übergeordnete Zielebene dar (Jessel 1994a).¹²⁹

Unter Verwendung der Zielkategorien von Fürst et al. (1992) entstand ein eigenständiges planerisches Instrumentarium, sogenannte „Umweltqualitätszielkonzepte“ (z.B. Knauer & Surburg 1990, UVP-Förderverein 1995: 5)¹³⁰. Sie haben die inhaltliche und räumliche Konkretisierung übergeordneter Zielvorstellungen unter Beachtung der Beziehungen¹³¹ zwischen einzelnen Zielen und Zielkriterien zum Gegenstand und kamen bislang vor allem auf kommunaler Ebene (z.B. Votsmeier 1998, Wertheit et al. 1998) zur Anwendung (Scholles 2000: 4; 16). Vereinzelt wurden auch für die regionale Ebene Umweltqualitätsziele formuliert (Runden et al. 1995, AG Ökobilanz 2001). Darüber hinaus gibt es eine Diskussion über die Aufstellung eines nationalen Umweltqualitätszielkonzepts (Rehbinder 1997, 1999, SRU 1998: Tz. 64, 86 f., Enquete-Kommission 1998: 41ff.).

Bezogen auf das oben formulierte Verständnis von Bewertung ergibt sich auf der Grundlage der ausgewerteten Literaturquellen folgende Einschätzung der bisherigen Begriffe und Konzepte zur Zielfestlegung: Die für eine Ableitung von Zielen und operablen Zielkriterien notwendigen übergeordneten Zielkategorien werden bisher sehr uneinheitlich definiert. Speziell beim Leitbild-Begriff ist die Abgrenzung zwischen allgemeinen, übergeordneten Zielen und gebietsbezogenen ganzheitlichen Vorstellungen über die (alternativ) anzustrebende Umweltqualität nicht eindeutig.

¹²⁷ Siehe Kap. 2.4.4.

¹²⁸ Der UVP-Förderverein (1995: 5) nennt Leitbild und Leitlinie eine Kategorie.

¹²⁹ Siehe Kap. 2.3.4.2.

¹³⁰ Näheres dazu siehe in Kap. 2.3.4.2. Köck (1997: 86) spricht dahingehend von einer „neuen Umweltzieldebatte“, die durch die quantifizierbare Form der Ziele, explizite Handlungsschritte und eine aktive Beteiligung unterschiedlicher gesellschaftlicher Gruppen charakterisiert ist.

¹³¹ Von den möglichen Zielbeziehungen (vgl. Bechmann 1981: 149) kommt dahingehend vor allem die *Zielkonkurrenz* in Betracht.

Eine Verknüpfung von Zweck und Mittel zeigt sich im Gegensatz zur Definition nach Fürst et al. (1992) mitunter auch bei den Umweltqualitätszielen. Sie stehen häufig in einem unmittelbaren Zusammenhang mit ihrer Umsetzbarkeit innerhalb bestimmter Zeithorizonte. Beispiele hierfür sind Untersuchungen und Dokumentationen aus der Praxis (Runden et al. 1995, Dickhaut 1996, Votsmeier 1998). Die von Reh binder (1997: 321)¹³² geforderte Trennung zwischen Umwelt*qualitäts*zielen und Umwelt*handlungs*zielen wird in diesen Fällen nicht vorgenommen.¹³³ Ein Beleg hierfür ist unter anderem die Festlegung von emissionsseitigen Umweltqualitätszielen für Nutzungsarten. Jene können zwar die Umweltqualität maßgeblich bestimmen, lassen sich selbst jedoch nicht zu deren Beurteilung heranziehen.

Die von Runden et al. (1995: 121) vorgeschlagene gesellschaftliche Abwägung von Umweltqualitätszielen mit soziokulturellen und ökonomischen Belangen wird auf der Stufe der Zielfestlegung aus der Sicht eines umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings ebenfalls kritisch gesehen. Eine transparente Darstellung der Umweltrelevanz von Entscheidungen kann nur dann erfolgen, wenn von den Beteiligten eine für sich betrachtet – also noch nicht abgewogene – anzustrebende (Mindest-)Umweltqualität herangezogen werden kann.

Unter den genannten Aspekten wird die Nachvollziehbarkeit der betrachteten Beispiele von Umweltqualitätszielkonzepten im Hinblick auf die Teilaufgaben eines umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings zusammenfassend als bislang unzureichend eingestuft.

2.2.2.3 Methoden zur Bewertungsunterstützung

Dem zuvor definierten Bewertungsbegriff zufolge umfassen Bewertungen in der Umweltentwicklung sowohl die Gegenüberstellung von Zielvorstellungen mit zeitbezogenen und nutzungsabhängigen Umweltzuständen als auch deren Interpretation. Methoden-(bausteine) zur Bewertungsunterstützung beziehen sich nach dem hier zugrunde liegenden Verständnis eines umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings alleine auf die Bilanzierung von Zielkriterien gegenüber realen bzw. prognostizierten Indikatoren ausprägungen (Soll-Ist-Bilanz).¹³⁴ Solche Bilanzierungen sind oftmals in Verfahren zur Entscheidungsunterstützung eingebunden und dadurch in erster Linie interne Zwischenergebnisse¹³⁵. Als dahingehendes Beispiel ist der Verfahrensablauf der Nutzwertanalyse¹³⁶ 1. Generation zu nennen (vgl. Pflügner 1989: 17), bei der die Ermittlung der Zielerträge der vierte von insgesamt neun Schritten ist.

¹³² Siehe Kap. 2.3.2.2.

¹³³ Der von Runden et al. (1995: 15) verwendete „pragmatisch-normative Ansatz“ widerspricht in seiner Intention dem von Reh binder (1997: 312) skizzierten Verständnis von Umweltqualitätszielen. Vielmehr handelt es sich um Umwelthandlungsziele. Wie die weiteren Ausführungen zeigen werden, ist neben dem „wissenschaftlich-theoretischen Ansatz“ (Runden et al. 1995: 16) eine „wissenschaftlich unterstützte, gesellschaftliche Aufstellung“ von Umweltqualitätszielen denkbar (siehe Kap. 2.3.2.2).

¹³⁴ Dies schließt eine gekennzeichnete gutachterliche Interpretation der Bilanzierungsergebnisse nicht aus.

¹³⁵ Siehe Kap. 2.2.2.2.

¹³⁶ Einzelheiten zu dieser Methode siehe bei Zangemeister (1970) und Bechmann (1978).

Für die Gegenüberstellung von Soll- und Ist-Zuständen wären grundsätzlich auch die erwähnten Indikatorensysteme geeignet, sofern für sie adäquate Zielsysteme zur Verfügung stehen würden. Der SRU (1998: Tz. 148) spricht dahingehend von „normativen Indikatorensystemen“. Eine operable Kopplung von Umweltqualitätskonzepten an Indikatorensysteme ist bislang allerdings erst ansatzweise erfolgt (SRU 1998: Tz. 210).

Die verfügbaren Methoden zur Bewertungsunterstützung sind damit insgesamt als unzureichend einzustufen. Einerseits fehlt bei den – vor allem wegen ihrer Anschaulichkeit für eine Bewertung prädestinierten – Indikatorenansätzen zumeist die Schnittstelle zwischen Sach- und Wertaussagen. Andererseits sind Bewertungen durch ihre Integration in Entscheidungsunterstützungsverfahren zumeist nicht genügend transparent.

2.2.2.4 Methoden zur Entscheidungsunterstützung

Entscheidungen als Auswahl zwischen Handlungsalternativen bedürfen einer Gegenüberstellung der mit jeder Alternative für die Umweltindikatoren erreichten Bewertungen. Hierbei sind zwei Schritte zu unterscheiden: erstens der Vergleich der Handlungsalternativen bezogen auf jeden einzelnen Indikator, zweitens die Gewichtung der einzelnen Indikatoren mit ihren alternativenspezifischen Zielerfüllungsgraden untereinander. Für diese Aufgabenstellung, d.h. Problemstellungen mit mehreren Zielfunktionen, existieren eine Vielzahl multikriterieller Verfahren (vgl. z. B. Laux 1998, Eisenführ & Weber 1999).¹³⁷ In der Literatur werden sie in der Regel zumindest wie folgt untergliedert (Poschmann et al. 1998: 80, DVWK 1999b: 35):¹³⁸

- Multiobjektive Verfahren (MODM¹³⁹)
- Multiattributive Verfahren (MADM¹⁴⁰)

Multiobjektive Verfahren sind in der bisherigen Umweltplanung von untergeordneter Bedeutung, da sie sich auf einen stetigen Lösungsraum, d.h. auf ein kontinuierliches Spektrum von Alternativen beziehen (Poschmann et al. 1998: 80). In der Planung geht es demgegenüber nicht um die teilbare Betrachtung von Vorhaben und Maßnahmen. Gerade Letzteres könnte sich ggf. durch den Einsatz von DV-Werkzeugen künftig ändern. Wichtige Verfahren sind insbesondere lineare Zielprogrammierungen.

Zu den multiattributiven Verfahren gehören unter anderem die Nutzwertanalyse 1. und jüngerer Generationen (Zangemeister 1970, Bechmann 1978, Pflügner 1989), der Analytical Hierarchy Process (Saaty 1980) und die Methode Compromise Programming (Zeleny 1974, Thinh et al. 2004). Sie dienen der „Evaluation komplexer Systeme auf der Basis einer begrenzten Anzahl genau spezifizierter Attribute und unter Fokussierung auf ein Globalziel“ (Weber 1989: 11).

Poschmann et al. (1998) unterscheiden darüber hinaus entscheidungstechnologische Ansätze. Hierbei handelt es sich um Verfahren zur Entscheidungshilfe bei Unsicherheit.

¹³⁷ Neben der *Optimierung* und *Reihung* von Handlungsalternativen bzw. Szenarios können sie auch zur *Kompromissfindung* zwischen mehreren Personen herangezogen werden.

¹³⁸ Darüber hinaus erfolgen Einteilungen nach der zeitlichen Angabe der Präferenzen sowie andere Kriterien (DVWK 1999: 41).

¹³⁹ Multiple objective decision making.

¹⁴⁰ Multiple attribute decision making.

Sie identifizieren Alternativen, die für den Entscheider relativ gesehen (noch) akzeptabel sind. Häufige Verfahren sind die Outranking-Ansätze (z.B. Promethee, ORESTE, Has-sediagramm-Technik) sowie fuzzy-linguistische Entscheidungshilfen (ebd.: 83ff.).

Die Entscheidungsunterstützung basiert auf Zielfestlegungen und setzt damit – wie bereits erwähnt – die Bewertung als Gegenüberstellung von Zuständen und Zielkriterien voraus beziehungsweise schließt diese ein. Die Art der Quantifizierung der Zielkriterien kann bei den einzelnen Verfahren sehr unterschiedlich sein. So kann beispielsweise das von Wenzel (1999: 78) angewendete entscheidungstechnologische Verfahren NAIADÉ (Munda 1994, Menegolo 1996) gleichzeitig sowohl mit nominalen, ordinalen, kardinalen wie auch fuzzy-linguistischen Skalen operieren.

In der Umweltentwicklung spielt die Mehrzielproblematik insbesondere bei der Auswahl von Vorhabensalternativen, der Bewältigung von (Nutzungs-)Konflikten¹⁴¹ und Fragen der Optimierung z.B. von Handlungsprioritäten eine Rolle. Ihre Nachvollziehbarkeit ist abhängig von der Offenlegung der Gewichtung der Indikatoren sowie einer dahingehenden Einflussnahmemöglichkeit durch die Entscheidungsträger. Durch die Zusammenführung inhaltlich heterogener Indikatoren können multikriterielle Verfahren zu erheblichen Informationsverlusten führen. Für die Umweltentwicklung sind sie deshalb reflektiert einzusetzen. Dabei ist unter anderem zu beachten, dass bei dem zu optimierenden Spektrum von Indikatoren teilweise eine Kompensation von Indikatoren mit geringem Zielerfüllungsgrad durch Indikatoren mit hohem Zielerfüllungsgrad erfolgen kann. Dies wird umweltwissenschaftlich in der Regel nur bedingt plausibel sein.

Zum Beispiel kann für die Ermittlung der Prioritäten von Handlungsalternativen unter Kosten-Nutzen-Gesichtspunkten eine Rangfolge hilfreich sein. Bezogen auf die Verbesserung der Gesamtsituation der naturogenen Umwelt erscheint eine weitestgehende Zielerfüllung bei einem Indikator (z.B. Phosphorkonzentration) jedoch nicht mit einer vergleichsweise geringen Reduzierung eines anderen Indikators (z.B. Bleigehalt) „verrechenbar“.

Vor diesem Hintergrund sind für die gesellschaftliche Umweltentwicklung qualifizierte Alternativenbilanzen auf der Ebene ausgewählter Umweltindikatoren von zentraler Bedeutung. Zur Festlegung von Prioritäten oder der Lösung anderer Optimierungsprobleme¹⁴² kann der Einsatz verbal-argumentativer bis zu den formalisierten, multikriteriellen Verfahren sinnföellig sein.

2.2.3 Ableitung und Begründung des methodischen Entwicklungsbedarfs

Die kursorische Betrachtung von Planungsmethoden verdeutlicht, dass mit den bisherigen Ansätzen nur teilweise geeignete Beiträge für eine Vorbereitung und Begleitung von umweltrelevanten Entscheidungen im Sinne des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings zur Verfügung stehen. Vor allem die Abbildung ökologischer Wirkungsbeziehungen gilt es in Anbetracht der mittlerweile verfügbaren angewandt naturwissenschaftlichen Methoden wesentlich zu verbessern. Darüber hinaus sind die normativen Aspekte mit dem Ziel einer einfacheren Nachvollziehbarkeit stärker zu differenzie-

¹⁴¹ Wenzel (1999: 76) spricht positiver von „Koalitionsfähigkeit“.

¹⁴² Siehe Kap. 2.3.4.5.

ren. Und schließlich fehlen konsistente Konzeptionen zur Integration sämtlicher Teilaufgaben eines umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings. Insgesamt ergibt sich daraus folgender methodischer Entwicklungsbedarf:

- Entwicklung und Verwendung von entscheidungsorientierten wirkungsanalytischen Methoden und Modellen mit einer dem Stand der umweltwissenschaftlichen Forschung adäquaten Validität
- Gewährleistung einer aufwandsarmen Fortschreibungsfähigkeit der Simulationsmodelle zur Berücksichtigung der Dynamik realer Umwelten
- Modellbezogene Operationalisierbarkeit und Implementierbarkeit von praxisrelevanten Handlungsoptionen und -alternativen
- Spezifizierung der Anforderungen an eine nachvollziehbare und inhaltlich konkret fassbare Beschreibung von Zielen und Standards für die anzustrebende (Mindest-) Umweltqualität in kohärenten Zielsystemen
- Entwicklung von Bilanzierungsansätzen zur Umweltbewertung durch Kopplung der systemaren wirkungsanalytischen Ansätzen mit den Zielsystemen
- Entscheidungsunterstützung auf der Ebene quantitativer Umweltindikatoren¹⁴³
- Fortschreibungsfähige Visualisierbarkeit von prognostizierten Entscheidungsfolgen
- Integration der genannten Teilaufgaben in einem konsistenten Gesamtansatz

2.3 Beschreibung der Methode „Umweltbilanz“

2.3.1 Bilanzbegriff

Etymologisch stammt der Begriff „Bilanz“ aus dem lateinischen Wort „bilanx“ mit den Silben „bi“ (zwei) und „lanx“ (Schale) und steht für „zwei Waagschalen habend“ (Brockhaus 1987: 297). Erst später bekam er im italienischen („balancia“) die Bedeutung von „im Gleichgewicht halten“ (Duden 1989: 259, 1997), wodurch die Verwandtschaft zum Begriff „Balance“ deutlich wird. Als eine allgemeine Definition wird im Brockhaus (1965) „die gegliederte Gegenüberstellung von bestimmten Wertkategorien“ angegeben.

Entsprechend dieses weitreichenden Inhalts existieren verschiedene Interpretationen und Verwendungen des Bilanzbegriffs:

- zeitlich/räumlich (Ist-Ist)
- systemtheoretisch (Input-Output)
- normativ (Soll-Ist)
- kaufmännisch (Haben-Soll)

2.3.1.1 Zeitliche, räumliche und multiobjektive Bilanzen

Die einfachste Form der Bilanzierung ist die zeit-, raumbezogene oder multiobjektive Gegenüberstellung von quantifizierbaren Merkmalen. Sie beschreibt alleine die Unter-

¹⁴³ (einschließlich der damit verbundenen Gewährleistung von Schnittstellen zu multikriteriellen Verfahren)

schiede in der Ausprägung von Bilanzierungsgrößen für verschiedene Zeitpunkte, Gebiete oder zu vergleichende Objekte. Für die Umweltentwicklung spielen sämtliche der genannten Bilanzierungsdimensionen eine Rolle. Ihre Funktion besteht in der Quantifizierung von realen oder alternativ angestrebten Umweltveränderungen nach verschiedenen Maßeinheiten (z.B. Punkte, Längen, Flächen, Volumen, Massen) bzw. parametrisierten Umweltindikatoren.

Instrumente der praktischen Anwendung sind unter anderem *Flächenbilanzen* für verschiedene Kategorien wie Nutzungsarten, Nutzungsintensität (z.B. Versiegelungsgrad), schutzwürdige Biotope etc., *Kommunale Umweltbilanzen* mit unterschiedlichen, sektoralen Indikatoren über den Zustand der Umwelt, *Ökokonten* im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung in der Bauleitplanung sowie Verfahren zur punkt-, linien- und flächenhaften *Bilanzierung in der Ländlichen Entwicklung* (Hoisl et al. 1989, Haber et al. 1991).

Eine besondere Form der Bilanzierung stellen die für die Umweltpolitik seit den 1990er Jahren entwickelten deskriptiven Indikatorensysteme dar. Sie sind Instrumente der Umweltberichterstattung bzw. der Operationalisierung des Nachhaltigkeitskonzepts und dienen der Ermittlung und Veranschaulichung der zeitlichen Änderung von Umweltzuständen bzw. dem diesbezüglichen Vergleich von Nationalstaaten und Regionen. Der international bekannteste Ansatz ist das Indikatorensystem der United Nation Commission of Sustainable Development (UNCSD 1996, 2001) unter Bezug auf das Pressure, State and Response (P-S-R)-Modell (OECD 1991), Driving Force, Pressure, State and Response (D-P-S-R)-Modell (DPCSD 1995) bzw. Driving Force, Pressure, State, Impact and Response (D-P-S-I-R)-Modell“ (EEA 1999). Darüber hinaus existieren zahlreiche abgeleitete und eigenständige Indikatorensysteme (vgl. SRU 1994: Tz. 148ff., 1998: Tz. 142 ff., Hammond et al. 1995, Birkmann 1999, BMU 2000).

2.3.1.2 Systemtheoretische Bilanzen

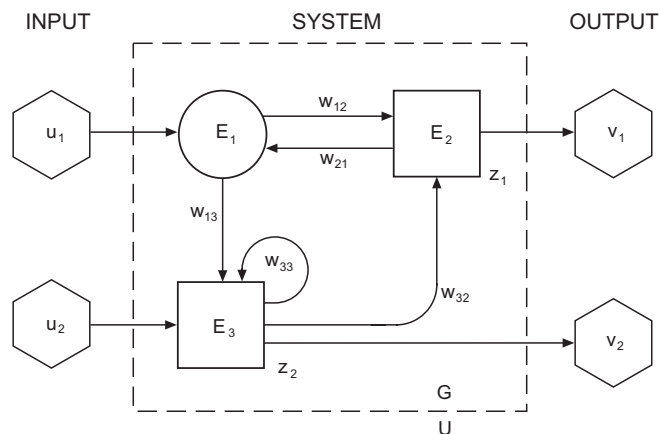
Auf der Grundlage des Systembegriffs aus der allgemeinen (naturwissenschaftlichen) Systemtheorie¹⁴⁴ lassen sich für die Größen Umwelteinwirkung¹⁴⁵ (Input) und Verhaltensauswirkungen (Output) eines abgegrenzten Systems Input-Output-Bilanzen aufstellen (siehe Abb. 2.6). Der Zusammenhang zwischen beiden Größen lässt sich als Funktion auffassen, die von Art und Umfang der Umwelteinwirkung, von der Spezifik der Systemelemente und deren Wirkungsbeziehungen sowie u.U. von der Zeit abhängig ist (Bossel 1997: 5). Bei den Zustandsänderungen innerhalb des Systems kann es sich insbesondere um Vorratsänderungen¹⁴⁶ an Energie und Stoffen, um Änderungen der Systemstruktur sowie um Umwandlungen von Energie, Stoffen, Information handeln.

¹⁴⁴ Als System wird eine Menge von miteinander durch Wirkungen verbundenen Elementen bezeichnet, die durch eine (gedachte) Grenze von einer Systemumwelt getrennt sind (Bossel 1997: 5).

¹⁴⁵ Der Begriff „Umwelt“ ist an dieser Stelle ausnahmsweise in einem generellen systemtheoretischen Sinne und nicht entsprechend der Definition in Kap. 2.1 zu verstehen.

¹⁴⁶ Die Bezeichnung „Akkumulation“ bei Hofmeister (1989: 43) und Kanning (2000: 47) ist physikalisch unvollständig, da es bezogen auf einen Bilanzzeitraum auch zu negativen Vorratsänderungen kommen kann.

Der von Hofmeister (1989: 31) verwendete Begriff „physisches Bilanz-Prinzip“¹⁴⁷ beschränkt sich auf die Betrachtung der In- und Outputs eines abgegrenzten Systems nach dem 1. Hauptsatz der Thermodynamik bzw. dem analogen Massenerhaltungssatz (z.B. Jørgensen 1997: 3). In einem kategorialen Sinne fokussiert er systemtheoretisch korrekt auf die Betrachtung der Umwandlung von Energie und Stoffen im anthropogenen System. Auf den Zustand der Umweltelemente geht er nicht im Einzelnen ein. Kanning (2000: 45) schlägt für diesen Bilanztypus die allgemeinere Bezeichnung „naturwissenschaftlich, physikalisch“ vor. Dieser recht pauschale Terminus erscheint jedoch nicht plausibel und der Begriff „systemtheoretische Bilanz“ präziser.



G = Systemgrenze, U = Systemumwelt, u_i = Umwelteinwirkungen, v_j = Verhaltensauswirkungen
 E_p = Systemelement, z_n = Zustandsgröße, w_{pq} = Wirkungen zwischen Systemelementen

Abbildung 2-6: Schema einer systemtheoretischen Input-Output-Bilanz (nach Bossel 1997: 5, leicht verändert)

Systemtheoretische Bilanzen erlangen in einer Reihe von unterschiedlichen Formen für die Umweltentwicklung Bedeutung. Einen Überblick über zahlreiche Verfahren – wenn gleich unter der zuvor genannten Bezeichnung „naturwissenschaftlich, physikalisch“ – enthält Kanning (2000: 59ff.). Nach den jeweils betrachteten Systemen lassen sich auf der Grundlage dieser Arbeit zusammenfassend folgende Bilanztypen unterscheiden:

- gesamtwirtschaftliche Input-Output-Analysen, Materialfluss- und Energieflussrechnungen
- regionale Stoffstrombilanzen bzw. Stoffflussanalysen
- gestadtstädtische Stoff- und Energiebilanzen
- betriebliche Öko-Audits, Material-/Stoff- und Energiebilanzen, Input-/Output-Bilanzen
- prozessbezogene Input-/Output-Analysen
- produktbezogene Ökobilanzen
- stoffbezogene Bilanzen (z.B. in der Umweltforschung)

¹⁴⁷ „Das physische Bilanz-Prinzip ist gekennzeichnet durch Gegenüberstellung von stofflich-energetischen Eingangs- und Ausgangsgrößen bezogen auf ein gegebenes System“ (Hofmeister 1989: 31).

2.3.1.3 Normative Bilanzen

Im normativen Sinne steht „Bilanz“ für den Vergleich von Zielen und (erreichter bzw. erreichbarer) Realität. Mehr oder minder bewusste Bilanzierungen spielen damit bei allen lebensweltlichen Bewertungen¹⁴⁸ eine wesentliche Rolle (z.B. „Bilanz ziehen“ (Fazit), Soll-Ist-Vergleich). In der für den gesellschaftlichen Normenvollzug zuständigen Judikative findet der Begriff allerdings keinen expliziten Gebrauch. Die Waage der Justitia steht hier für eine sorgfältige Abwägung der Beweislage.¹⁴⁹

Normative Bilanzen werden aufgrund der trivialen Gegenüberstellung von Soll und Ist im Alltag häufig intuitiv vorgenommen. Im gesellschaftlichen Kontext haben sie als Mittel der intersubjektiven Bewertung dennoch auch eine formale Bedeutung. Wie aus den Teilaufgaben des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings deutlich wird (siehe Abb. 2.4), kommt derartigen Bilanzen grundsätzlich eine wichtige Funktion bei der Vorbereitung und Begleitung von Bewertungen zu.

In der Umweltentwicklung sind umfassende, konsistente und quantitative Soll-Ist-Bilanzierungen bislang allerdings eher die Ausnahme. Der SRU (1998: Tz. 145) sieht dahingehende Potenziale in der Weiterentwicklung der deskriptiven Indikatorenansätze und bezeichnet die angestrebte umfassende Kopplung von Umweltqualitätszielen und -standards mit Indikatorensystemen als „normative Indikatorensysteme“.

2.3.1.4 Kaufmännische Bilanzen

Diese Art der Bilanzierung geht auf das betriebliche Rechnungswesen zurück. Dort bezeichnen Bilanzen die Gegenüberstellungen von Vermögen (Aktiva) und Kapital (Passiva) eines Unternehmens (z.B. Teisman & Birker 2002: 240ff., Wöhe 2000: 879). Sie zeigen in zweiseitiger Form, wo das Kapital des Unternehmens herkommt (Passiva) und wie es angelegt wurde (Aktiva). Als Bilanzgleichung müssen Vermögen (Soll) und Kapital (Haben) übereinstimmen. Die Aufgabe von Bilanzen besteht in der Information der unterschiedlichen Bilanzadressaten über die wirtschaftliche Lage eines Unternehmens. Sie bilden damit die Grundlage für die betriebsinterne und -externe Kontrolle sowie für weitere Entscheidungen. Eine der wichtigsten Bilanzarten ist die durch das Handels- und Steuergesetz vorgeschriebene Jahresabschluss-Bilanz.

In der ökonomischen Umweltforschung wurde mit der *Ökologischen Buchhaltung* (Müller-Wenk 1978) eine Methode zur Integration von Umweltbelangen in das kaufmännische Rechnungswesen entwickelt und anschließend beispielhaft in der Schweiz angewendet. In Deutschland werden sie erst mit der im Aufbau befindlichen Umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR) eine Rolle spielen.

¹⁴⁸ Siehe Kap. 2.1.

¹⁴⁹ Grundsatz der freien Beweisführung (vgl. www.richtervereinigung.at/justiz31a.htm).

2.3.2 Allgemeines methodisches Gesamtkonzept

2.3.2.1 Definition, Ziele und Aufgaben

In Anbetracht des in Kapitel 2.2 abgeleiteten Entwicklungsbedarfs für die methodische Unterstützung eines umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings wurde in der vorliegenden Arbeit ein eigenständiger Ansatz konzipiert. Ziel der Methode¹⁵⁰ ist es, für die Teilaufgaben des Entscheidungsmonitorings einen in sich modular gegliederten, insgesamt jedoch konsistenten Kontext bereitzustellen. Er soll insbesondere (i) die Simulation von Systemzuständen, (ii) die Zielspezifikation, (iii) die Operationalisierung von strategischen Handlungsalternativen bzw. Szenarios mit anschließender Prognose bzw. Analyse ihrer Auswirkungen, (iv) die Gegenüberstellung von Soll-Ist/Prognose-Zuständen sowie (v) den Alternativenvergleich umfassen. Dabei gilt es einerseits eine maximale inhaltliche Durchdringung und separate Darstellung der einzelnen Teilaufgaben, andererseits deren nachvollziehbare Kopplung im Hinblick auf die Entscheidungsvorbereitung und -begleitung zu erreichen.

Der in einem normativen Zusammenhang stehende Beitrag zur Zielfestlegung ist von den wirkungsanalytischen Fragestellungen eindeutig zu trennen. Beide sollen erst nach einer vergleichbaren inhaltlichen Auflösung der Ziele auf der Ebene von Indikatoren als bewertungsunterstützende Bilanz nachvollziehbar gegenübergestellt werden.

Der Ansatz wird als „Umweltbilanz“ bezeichnet und als *fortschreibungsfähige Gegenüberstellung einer systemaren Abbildung von realen und alternativen potenziellen Zuständen der naturogenen Umwelt mit einem gesellschaftlich angestrebten Umweltzustand* definiert. Er umfasst damit sowohl die bewertungs- als auch die entscheidungsunterstützenden Aspekte eines umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings. Die Methode Umweltbilanz integriert folgende Kernkomponenten:

- A. System- und Simulationsmodell einer definierten naturogenen Umwelt
- B. Umweltindikatoren
- C. Umweltqualitätszielkonzept
- D. Operationalisierung von Handlungsoptionen und -alternativen (Szenarios)
- E. Soll-Ist/Prognose-Bilanzierung

Die funktionale Zuordnung der Komponenten enthält Abbildung 2.7. Sie sind alle als umweltwissenschaftliche Transformation zwischen der Wirklichkeit der zu betrachtenden naturogenen Umwelt und dem zu unterstützenden Entscheidungsprozess angeordnet. Ihr Zusammenhang besteht nicht in einer linearen Abfolge, sondern in einer Art Rückkopplungs- bzw. Optimierungsschleife aus Simulation des Systemzustands, Bilanzie-

¹⁵⁰ Nach Mittelstraß (1984, 876): „Methode (griech. μεθoδοζ, aus μετα [nach ... hin] und oδοζ [der Weg], das [einem Gegenstand] Nachgehen, der Weg zu etwas hin; lat. methodus, via, regula etc.), ein nach Mittel und Zweck planmäßiges (=methodisches) Verfahren, das zu technischer Fertigkeit bei der Lösung theoretischer und praktischer Aufgaben führt.“ In Anbetracht der verbreiteten wissenschaftlichen Verwendung des Begriffs Methode für sehr weitreichend formalisierte Abläufe, könnte im Hinblick auf die Umweltbilanz auch nur von einem „Verfahren“ gesprochen werden. Dieser Begriff ist allerdings wissenschaftstheoretisch nicht eigens bestimmt.

rung von Soll- und Ist-Zustand, Operationalisierung von Handlungsoptionen, Wirkungsprognose bzw. ex ante-Wirkungsanalyse für Handlungsalternativen (Szenarios) sowie Bilanzierung von Soll- und Prognosezuständen.

Das Umweltqualitätszielkonzept im Zentrum ist nicht direkt in diesen Vorgang einbezogen. Es wird mit den gesellschaftlichen Entscheidungsträgern auf der Grundlage der im Systemmodell der naturogenen Umwelt abgeleiteten Umweltindikatoren und umweltwissenschaftlichen Begründungszusammenhängen¹⁵¹ für die Zielfestlegung aufgestellt. Wenngleich auch dieses Zielkonzept grundsätzlich fortschreibungsfähig ist (und es bei wachsenden Erkenntnissen sein muss), dient es im Kontext der Umweltbilanz als ein normativer Bezugspunkt. Eine Einbeziehung in den genannten Optimierungsvorgang ist deshalb nicht vorgesehen.

Im Hinblick auf die sachbezogenen und wertbezogenen Aufgaben der Methode lassen sich analog zum umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitoring zwei Dimensionen unterscheiden:

- wirkungsanalytische Dimension
- normative Dimension

Die wirkungsanalytische Dimension bezieht sich auf die Untersuchung und Abbildung der Wechselbeziehungen zwischen naturogener Umwelt und anthropogenem System sowie die Wirkungen innerhalb der naturogenen Umwelt. Sie stützt sich jeweils auf Erkenntnisse und Methoden der Umweltwissenschaften. Zu dieser „sach- und wirkungsbezogenen“¹⁵² Dimension sind die Komponenten A, B und D zu rechnen. Im Gegensatz dazu dient die normative Dimension der Spezifikation der umweltbezogenen Ziele und der formalisierten Vorbereitung der Bewertung (Bewertungsunterstützung) und Entscheidung (Entscheidungsunterstützung). Die eigentliche Festlegung von Zielen und Standards sowie Bewertung und Entscheidung sind nicht Gegenstand dieser Dimension, sondern bleiben - wie eingangs postuliert - den gesellschaftlichen Entscheidungsträgern vorbehalten. Zu dieser zweiten Dimension gehören die Komponenten C und E.

Für die Abbildung der zu beschreibenden Umweltsysteme wird entsprechend dem in Kapitel 2.1. formulierten Begriff der naturogenen Umwelt eine gesamtsystemare Herangehensweise zugrunde gelegt. Das bedeutet, dass über eine Betrachtung von Einzel-elementen und Subsystemen hinaus auch deren Gesamtzusammenhang innerhalb des jeweils abgegrenzten Systems hergestellt wird.

Zur Berücksichtigung der relevanten Wirkungsbeziehungen kommen konzeptionelle Systemmodelle und (mathematische) Simulationsmodelle in Betracht.¹⁵³ Diese Modelle

¹⁵¹ Fürst et al. (1992: 226ff.) sprechen von „Ableitungszusammenhang“ und verstehen unter Begründungszusammenhang die Normensetzung. Aus Sicht der Umweltwissenschaften kann von einer wissenschaftlichen Ableitung von Zielen wie erwähnt nicht ausgegangen werden. Stattdessen ist deren Aufstellung a priori auf ein Zusammenwirken von wissenschaftlichen Untersuchungen und gesellschaftlicher Normensetzung angewiesen.

¹⁵² Die Formulierung wurde zur Verdeutlichung von inhaltlichen Analogien gegenüber der Öko-Bilanz verwendet. Dort werden „Sachbilanz“ und „Wirkungsbilanz“ von „Bilanzierungsziel“ und der „Bilanzbewertung“ (entspricht ohne die eigentliche Wertsetzung der normativen Dimension) unterschieden (vgl. Kanning 2000: 168).

¹⁵³ Siehe Kap. 2.3.3.1.

sind wegen des entscheidungsorientierten Kontextes neben einer fragestellungsspezifisch adäquaten Abbildung der unbelebten und belebten naturogenen Elemente, Prozesse und Strukturen speziell auf die anthropogen beeinflussbaren Parameter auszurichten. Zur Abschätzung der Auswirkungen von Änderungen dieser Beeinflussung (Zu- oder Abnahme) sollten die rechenbaren Modelle außerdem simulationsfähig sein.¹⁵⁴

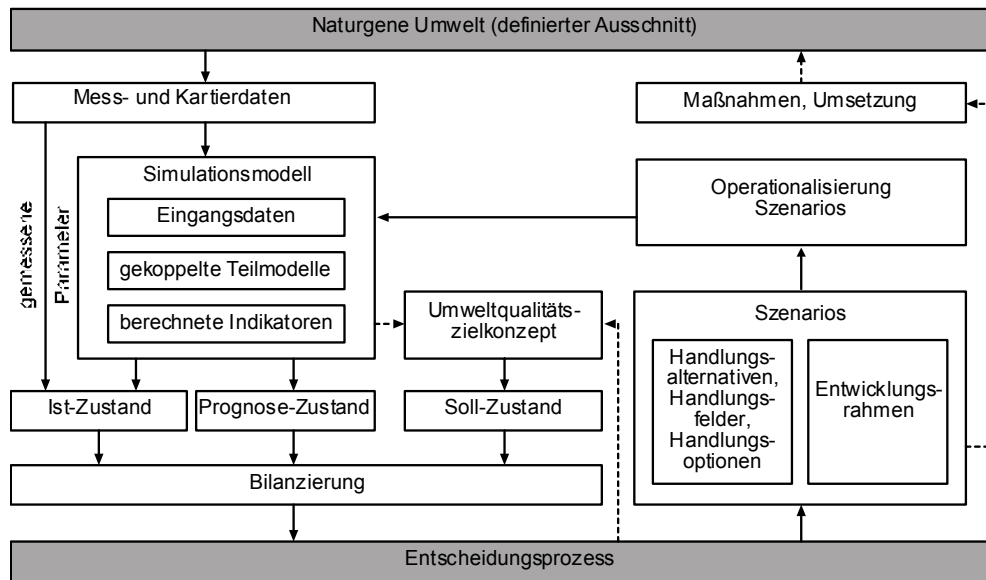


Abbildung 2-7: Funktionsschema der Methode „Umweltbilanz“

Nachdem das postulierte systemare Problemverständnis ein hohes Maß an wissenschaftlicher Komplexität bedingt, ist für die Unterstützung von gesellschaftlichen Entscheidungen eine Reduktion der Erkenntnisse über die Umweltverhältnisse durch Indikatorensysteme¹⁵⁵ erforderlich. Diese Umweltindikatoren geben zwar jeweils nur die Ausprägung einer Systemvariable (bzw. eines Parameters) an. Über die System- und Simulationsmodelle stehen sie jedoch in einem systemaren Wirkungszusammenhang.¹⁵⁶ Aufgrund der mit der Auswahl der Indikatoren verbundenen präjudizierenden Wirkung für das gesamte Entscheidungsmonitoring bedarf sie einer Abstimmung mit den gesellschaftlichen Entscheidungsträgern.¹⁵⁷

Im Hinblick auf die normative Dimension der Methode werden die gesellschaftlichen Ziele hinsichtlich einer anzustrebenden (Mindest-)Umweltqualität bis zur inhaltlichen Auflösung der wirkungsanalytischen Umweltindikatoren spezifiziert (Zielkriterien). Dazu schafft die Methode auf der Grundlage des Konzepts hierarchischer Umweltqualitätszielkonzepte einen Rahmen, der die gutachterliche Zielspezifikation und die anschließende Festlegung der materiell-inhaltlichen Ziele durch die Entscheidungsträger ermöglicht. Erst nach einer gesellschaftlichen Bestätigung der Soll-Ausprägungen bezo-

¹⁵⁴ Näheres hierzu siehe in Kap. 4.

¹⁵⁵ Näheres zu den Indikatoren siehe in Kap. 2.3.3.2

¹⁵⁶ Diese Vorgehensweise trägt der Forderung von Malkina-Pykh et al. (1999: 215) Rechnung, wonach die Entwicklung von Umweltindikatoren mit systemanalytischen Ansätzen kombiniert werden soll.

¹⁵⁷ Siehe Kap. 2.3.3.2.

gen auf die wirkungsanalytischen Umweltindikatoren werden Bilanzen zwischen Soll-, Ist- und Prognose-Zuständen erstellt. Die in Systemmodellen abgebildeten naturogenen Umwelten und die Umweltqualitätszielkonzepte können mit Hilfe der Indikatoren(systeme) dabei transparent und gesellschaftlich legitimiert gegenübergestellt werden.¹⁵⁸

Zur Bewertungs- und Entscheidungsvorbereitung bezieht der Ansatz die Operationalisierung von Handlungsoptionen,¹⁵⁹ deren Implementierung in die Simulationsmodelle in Form von Handlungsalternativen bzw. Szenarios sowie Wirkungsprognosen bzw. -analysen voraussichtlicher Zustandsänderungen der betrachteten Systeme ein.¹⁶⁰ Für die Prognosezustände werden anschließend analog zu den Ausgangszuständen Bilanzierungen mit dem Soll-Zustand durchgeführt.

Diese Vorgehensweise gewährleistet eine klare Trennung von Zielfestlegung und Handlungsalternativen (Ziel-Mittel-Beziehung). Der Abstand zwischen Ist-, Soll- und Prognose-Zustand gibt den Entscheidungsträgern die Umweltrelevanz ihrer Entscheidungen an.¹⁶¹ Dadurch lassen sich auch Rangfolgen von Entscheidungsalternativen bilden.

Für die Erfolgskontrolle und ko-evolutionäre Entwicklung von Gesellschaft und Umwelt wird für die Methode Umweltbilanz von einer Fortschreibungsfähigkeit der Eingangsdaten der Simulationsmodelle ausgegangen. Dadurch können die vorhergehenden Schritte der Umweltbilanz wiederholt und fortgeschrieben werden. Vor allem die Gegenüberstellung der Indikatorenausprägungen für Soll, Ist₁, Ist_n sowie Zustände zurückliegender und ggf. korrigierter Prognosen gewährleisten dabei eine Kontinuität der Entscheidungsunterstützung.

¹⁵⁸ Näheres siehe unten.

¹⁵⁹ Mit der Quantifizierung werden weiterhin die Voraussetzungen für die Erstellung von Mengengerüsten für die Kostenkalkulation geschaffen. Dadurch eröffnen sich weitergehende Möglichkeiten zur Berechnung der Kosten-Wirkungs-Effizienz von Handlungsalternativen (siehe unten).

¹⁶⁰ Er trägt damit dem u.a. von Fürst et al. (1992: 176) und Walz et al. (1999: 263) betonten Bedarf nach einer *prädiktiven Ökologie* Rechnung, die als Voraussetzung für eine weitergehende Verwendung von Umweltqualitätszielen und -standards in der „ökologischen Planung“ gesehen wird.

¹⁶¹ Die von Laux (1998: 8) aus Sicht der wirtschaftswissenschaftlichen präskriptiven Entscheidungstheorie konstatierten Interdependenzen zwischen Zielen und Handlungsalternativen spielen für das umweltwissenschaftliche Entscheidungsmonitoring eine geringere Rolle. Betriebliche Entscheidungsprozesse erfolgen vor dem Hintergrund einer hohen Dynamik der gesellschaftlichen Umwelt. Ihre Zielsysteme bedürfen deshalb einer ständigen Anpassung. Im Gegensatz dazu sind naturogene Umwelten vielfach durch Fließgleichgewichte (Resilienz) oder gerichtete Entwicklungsverläufe (Sukzession) bestimmt.

Ein Bedarf zur Anpassung der Ziele für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung ergibt sich in erster Linie aus dem wissenschaftlichen Erkenntnisfortschritt über Referenzverhältnisse und Wirkungsschwellen, dem allmählichen naturräumlichen Wandel und der Veränderung der anthropogenen Einwirkungen. Die Handlungsalternativen beruhen in beiden Feldern auf rasch fortschreitenden technologischen und instrumentellen Entwicklungen und deren gesellschaftliche Akzeptanz. Der Unterschied in der Dynamik zwischen Zielen und Handlungsalternativen erscheint infolgedessen in Bezug auf die naturogene Umwelt besonders ausgeprägt.

An eine als „Umweltbilanz“ zu bezeichnende Methode sind zusammenfassend folgende, *miteinander operabel gekoppelte* Bedingungen zu stellen:

- A. Systemare Abbildung (System- und Simulationsmodell) von naturogenen Umwelten des Menschen, die unter Berücksichtigung einerseits der Wechselwirkungen mit dem anthropogenen System und andererseits der Reichweite der Auswirkungen in der naturogenen Umwelt abgegrenzt sind¹⁶²
- B. Indikatorensystem zur Beschreibung von Umweltzuständen abgeleitet aus dem zuvor beschriebenen systemaren Zusammenhang und Ermittlung von Indikatorenausprägungen konkreter Umwelten (Ist-Zustand)
- C. Spezifizierung von gesellschaftlichen Zielen zur angestrebten (Mindest-)Umweltqualität bis auf die inhaltlich-skalenmäßige Auflösung der Umweltindikatoren (Soll-Zustand; Umweltqualitätszielkonzepte)
- D. Operationalisierung von Handlungsoptionen und –alternativen (Szenarios)
- E. Wirkungsprognose bzw. ex ante-Wirkungsanalyse von Handlungsalternativen bzw. Szenarios mittels Simulationsmodell
- F. Bilanzierung von Ist-, alternativen Prognose- und Soll-Zuständen
- G. Periodische Fortschreibungsfähigkeit der zuvor genannten Schritte

Die Methode ist grundsätzlich unabhängig von Raum- und Zeitskalen. In Anbetracht der skizzierten Anforderungen an die Entscheidungsunterstützung und der dafür erforderlichen Systembeschreibung richtet sich ihr Potenzial insbesondere auf mittel- und großmaßstäbliche Fragestellungen. Für diese Einengung des Anwendungsbereichs sprechen auch die Anforderung an die Aufstellung von differenzierten Umweltqualitätszielkonzepten. Um eine hinreichende naturräumlichen Spezifizierung der Ziele zu gewährleisten, sind höhere Skalenniveaus aller Voraussicht nach nicht geeignet.

2.3.2.2 Stellung gegenüber bisherigen Bilanzierungsansätzen

Bezogen auf die oben dargestellten Bilanzierungskategorien ist die mit dieser Arbeit formulierte Umweltbilanz in ihrer Gesamtheit als kombiniert multiobjektive und normative Bilanz einzustufen. Alternative sachliche Zustände werden auf einen normativen Zustand bezogen. Im Vergleich zu den vom SRU (1998: Tz. 148) angestrebten „normativen Indikatorensystemen“ geht die Methode über eine einfache indikatorengestützte Saldierung von Ist- und Soll-Zuständen hinaus. Durch den postulierten systemaren Ansatz und ihre prognostische Dimension stellt sie einen eigenen Bilanz-Typus dar.

Neben dieser generellen Zuordnung ergeben sich durch den systemaren Ansatz bei Abbildung der Umweltsysteme gewisse Ähnlichkeiten zur systemtheoretischen Bilanzierungskategorie. Allerdings steht dabei nicht die Gegenüberstellung von Input und Output im Vordergrund, sondern die durch Einwirkungen hervorgerufenen Veränderungen von Systemzuständen. Folglich handelt es sich zwar um einen systemaren Ansatz, nicht jedoch um einen systemtheoretischen Bilanztypus. Dessen ungeachtet spielen bei der Untersuchung einzelner Subsysteme und Prozesse Input-Output-Bilanzen eine zentrale Rolle.¹⁶³

¹⁶² Innerhalb dieses Rahmens können wie erwähnt Abgrenzungen nach fragestellungsspezifischen Gesichtspunkten sinnfällig sein.

¹⁶³ Siehe Kap. 4.

Im Vergleich zu den Umweltmanagement- und Umweltauditsystemen¹⁶⁴ sowie den Ökobilanzen¹⁶⁵ beschränkt sich die Umweltbilanz ausschließlich auf die naturogenen Elemente mit deren Wirkungsbeziehungen. Nachdem die Möglichkeiten zur Untersuchung der Relevanz von betrieblichen oder betriebsbezogenen produktbürtigen Outputs auf komplexe Umweltsysteme im Zuge der Erstellung der genannten stoffstromanalytischen Instrumente sehr eingeschränkt sind, können diese durch die Umweltbilanzen sinnvoll ergänzt werden. Dies bestätigen beispielsweise die Untersuchungen zur Ökobilanz von Kanning (2000: 185), wonach dieses Instrument lediglich ein ergänzendes Werkzeug zu „anderen spezifischeren ökologischen Methoden“ wie Methoden zur Abschätzung der Umweltverträglichkeit darstellt.¹⁶⁶

Die Umweltbilanz ist eine solche Methode. Sie zeichnet sich durch ein systemares Umweltmodell sowie die Zuweisung von Zielkriterien zu den Systemindikatoren aus. Die mit ihr verbundene Simulation von Umweltveränderungen ermöglicht auch eine Berücksichtigung „kumulativer Umweltwirkungen“¹⁶⁷ aus dem Zusammenwirken mehrerer Betriebe oder Vorhaben.

Vor dem Hintergrund dieser Abgrenzung stellt sich die Frage, ob ein anderes als das hier verwendete Begriffsverständnis von Umweltbilanz überhaupt sinnvoll wäre? Die oben erwähnte, rein deskriptive Gegenüberstellung von zeit- oder raumbezogenen Indikatorenprägungen, die gerade auf kommunaler Ebene ebenfalls als „Umweltbilanz“ bezeichnet wird, trägt wegen der isolierten Betrachtung der Bilanzgrößen dem hier zugrunde liegenden systemaren Umweltbegriff nicht Rechnung. Bei dieser Form der Bilanz handelt es sich vielmehr um die Angabe sektoral verfügbarer Umweltinformationen (Kanning 2000: 56).

Nicht ganz so eindeutig kann die Frage dahingehend beantwortet werden, inwieweit ein normativer Vergleichs-Zustand und die Operationalisierung von Handlungsoptionen mit der Wirkungsprognose bzw. -analyse der Auswirkungen von Handlungsalternativen bzw. Szenarios für die Bezeichnung Umweltbilanz konstitutiv sein soll. In dieser Arbeit wird die Auffassung vertreten, dass Bilanzen über den Umweltzustand in erster Linie in einem entscheidungsorientierten gesellschaftlichen Kontext zweckmäßig sind¹⁶⁸. Sie werden weniger aus einem rein wissenschaftlichen Erkenntnisinteresse aufgestellt, sondern aus Gründen der gesellschaftlichen Information und Reaktion. Um diese Aufgabe erfüllen zu können, ist eine Bewertung der ermittelten Zustände, d. h. eine Bilanzierung von tatsächlichen und angestrebten Umweltzuständen genauso erforderlich wie die Prognose bzw. ex ante-Wirkungsanalyse und vergleichende Bilanzierung von durch mögliche Handlungen beeinflussten Zuständen.

¹⁶⁴ Umweltmanagement nach DIN EN ISO 14001, Umweltaudits nach DIN EN ISO 14010ff. Eine Übersicht über die Struktur der ISO 14 000er Reihe gibt Kanning (2000: 103ff., 274).

¹⁶⁵ Ökobilanzen nach DIN EN ISO 14040f.

¹⁶⁶ Nach der DIN EN ISO 14042: 1999-02, Pkt. 8 können aus der konkreten Umwelt eines ökoauditerten Betriebes keine Dosiswirkungsinformationen und Schwellenwerte abgeleitet werden. - Zu den Problemen, die sich vor allem hinsichtlich des Standortbezugs durch die Änderung der europäischen EMAS-Verordnung über den Aufbau eines freiwilligen Umweltmanagement- und -auditsystems von Organisationen (EMAS-II) ergeben siehe Kanning (2000: 137ff.) .

¹⁶⁷ Vgl. Siedentop (2002).

¹⁶⁸ Vgl. dazu u.a. auch Peters (1999: 18), der als generellen Zweck der Umweltwissenschaften den Beitrag zur Bewältigung der Umweltprobleme sieht.

Ein Beispiel für die Berechtigung dieser Annahme ist die von Lenz (1999) entwickelte regionale *Ökobilanz*¹⁶⁹. Sie bezieht sich auf die Gegenüberstellung von (human-)ökologischen Indikatoren, d.h. Indikatoren, die die Umwelt oder umweltrelevante Prozesse im anthropogenen System beschreiben. Die Indikatoren repräsentieren ausgewählte ökologische Prozesse, die prinzipiell auf einem systemaren Ökologie- bzw. Umweltbegriff beruhen. Ein konsistentes Systemmodell wurde dafür bisher nicht herangezogen. Bei der Bilanzierung werden die realen Indikatorenausprägungen bei den Umweltindikatoren kritischen Schadstoffkonzentrationen (Critical Levels), bei den auf das anthropogene System bezogenen Indikatoren kritischen Schadstoffeinträgen (Critical Loads) gegenübergestellt.¹⁷⁰ Die Erweiterung des Ansatzes im Hinblick auf eine expliziter auswirkungsbezogene Implementierung von Handlungsoptionen ist bisher nicht bekannt.

2.3.3 Wirkungsanalytische Dimension

2.3.3.1 System- und Simulationsmodell

Für die naturwissenschaftliche Beschreibung naturogener Umwelten ist deren Transkription in Modelle notwendig. Dies sind ganz allgemein abstrakte und vereinfachende Abbildungen der Wirklichkeit (z.B. Stachowiak 1973¹⁷¹) und können gerade im Hinblick auf natürliche Prozesse nur Näherungen sein (Leser 1997: 63).¹⁷² Letztlich ist jede Art der Wahrnehmung und Erkenntnis eine schrittweise Modellbildung (Bertalanffy 1965: 297f., Peters 1999: 6f.). Auch die oben erwähnten Planungsmethoden basieren letztlich auf Modellen von bestimmten Wirkungsbeziehungen in der Umwelt. Allerdings hat deren Untersuchung gezeigt, dass mit Hilfe schematischer Verknüpfungen Wirkungsbeziehungen nur sehr vereinfachend berücksichtigt werden können. Deren Möglichkeiten zur Abbildung von natürlichen Prozessen sind entsprechend eng begrenzt. Aus diesen Gründen wird für die Umweltbilanz generell die Verwendung von mathematischen Modellen zugrunde gelegt. Mit diesen lässt sich die zu betrachtende naturogene Umwelt als System¹⁷³ mit physikalischen oder stochastischen Prozessen der vielfältigen, mitein-

¹⁶⁹ In späteren Arbeiten (Beuttler et al. 2000, Lenz & Beuttler 2004) wird vom genannten Autor der in dieser Arbeit verwendeten Terminologie entsprechend von „Umweltbilanz“ gesprochen.

¹⁷⁰ Näheres zu den Begriffen „Critical Level“ und „Critical Load“ siehe in Kap. 2.3.4.2.

¹⁷¹ Stachowiak unterscheidet 3 Hauptmerkmale: (1.) „Modelle sind stets Modelle von etwas, nämlich Abbildungen, Repräsentationen natürlicher oder künstlicher Originale, die selber wieder Modelle sein können“ (ebd.: 131), (2.) „Modelle erfassen im Allgemeinen nicht alle Attribute des durch sie repräsentierten Originals, sondern nur solche, die den jeweiligen Modellerschaffern und/oder Modellbenutzern relevant erschienen“ (ebd.: 132) und (3.) „Modelle sind ihren Originalen nicht per se eindeutig zugeordnet. Sie erfüllen ihre Ersetzungsfunktion a) für bestimmte – erkennende und/oder handelnde, modellbenutzende – Subjekte, b) innerhalb bestimmter Zeitintervalle, c) unter Einschränkung auf bestimmte oder tatsächliche Operationen“ (ebd.: 132).

¹⁷² Für die ökologische Grundlagenforschung kommt es nach Walthers (1980: 452) allerdings nicht alleine auf den Aspekt der Übereinstimmung mit der Realität an. Auch die „Fähigkeit des Modells, zahlenmäßige Veränderungen vorauszusagen und die Daten, auf denen es beruht, zu simulieren“ sowie „die Breite der Anwendung des Modells (also die Zahl der verschiedenen Situationen, in denen es angewandt werden kann)“ können Prinzipien der Modellentwicklung sein.

¹⁷³ Reale Umwelten können als Systeme zumeist theoretisch und mathematisch nur sehr verkürzt dargestellt werden. Eine operable systemtheoretische Modellierung wird sich immer auf Subsysteme bzw. grundlegende Prozesse beschränken müssen.

ander unterschiedlich interdependenten Elementen abbilden. Ihre Konzeption wird aufgrund eines im Grundsatz ganzheitlichen Modellverständnisses im Weiteren als *Systemmodell*¹⁷⁴ bezeichnet. Nach einer Überführung in mathematische Gleichungssysteme zur Simulation¹⁷⁵ - also dem Nachvollziehen - des realen Systemverhaltens wird von *Simulationsmodell*¹⁷⁶ gesprochen (z.B. Grützner et al. 1995: 191, Baccini & Bader 1996: 80, Leser 1997: 101, Grant et al. 2000: 105).¹⁷⁷

Die Gültigkeit und Aussagekraft von Modellen ist von der Kenntnis und Übersetzung der für ein System relevanten Elemente und Wirkungszusammenhänge abhängig (z.B. Peters 1999: 7). Insofern kommt der Definition des zu betrachtenden Systems und der daraus abgeleiteten Modellkonzeption ein maßgeblicher Stellenwert zu. Bedingt durch die Vielfalt der potenziell abzubildenden Umwelten, aber auch durch verschiedene Möglichkeiten der naturwissenschaftlichen Formalisierung sind für die Methode Umweltbilanz völlig unterschiedliche Modelllösungen denkbar. Deshalb werden im Folgenden nur einige grundlegende Aspekte der Modellbildung dargelegt.¹⁷⁸ Auf dieser Basis wird dann im empirischen Teil¹⁷⁹ ein konkretes Systemmodell mit Simulationsmodell entwickelt.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass für die in der Umweltentwicklung zu betrachtenden örtlichen, regionalen und überregionalen naturogenen Umweltsysteme aufgrund der eingangs dargestellten Erkenntnisfähigkeit, der Überkomplexität der realen Systeme sowie der begrenzten Verfügbarkeit von Daten keine auch nur annähernd „vollständigen“ Systemmodelle formuliert werden können (z.B. Leser 1997: 93).¹⁸⁰ Vielmehr wird sich die Abbildung auf eine fragestellungsspezifische *Verkürzung* dieser Systeme beschränken müssen (Stachowiak 1973: 132). Hierbei spielt neben dem inhaltlichen Fokus

¹⁷⁴ Im Gegensatz zu den einzelne Prozesse beschreibenden Teilmodellen wird auch der Begriff Gesamtmodell verwendet.

¹⁷⁵ Der Begriff *Simulation* wird in der Literatur sehr unterschiedlich verwendet. Zum einen findet er für das Nachvollziehen von Prozessen eines Originals in Modellen Verwendung. Ein Beispiel hierfür ist die Definition von Bratley et al. (1987: vii): „Simulation means driving a model of a system with suitable inputs and observing the corresponding outputs“. Zum anderen wird von einer Modifizierbarkeit der Modellparameter ausgegangen: „Simulation *im weiteren Sinne* ist die im Allgemeinen sehr stark verkürzende Nachbildung eines (dynamischen) Originals unter Änderung wenigstens eines Teils seiner materiellen Beschaffenheit.“ „... unter einem *Simulationsmodell im engeren Sinne* (wird) – im Allgemeinen sein Original stark verkürzendes – (kybernetisches) Modell eines kybernetischen Originals verstanden, das zumindest teilkodiert ... ist und eine nur geringe Kodeadäquation zum Original aufweist.“ „Von einem *Simulationsmodell im engsten Sinne* mag gesprochen werden, ... wenn es sich bei dem Modell ... um ein Analogmodell seines Originals handelt“ (Stachowiak 1973: 341f.; Hervorheb. im Original). In der vorliegenden Arbeit wird Simulation unter beiden Aspekten verwendet, sowohl als Anwendung von Modellen zum Nachvollziehen von Systemen als auch im weiteren Sinne als Nachbildung von Änderungen des Originals.

¹⁷⁶ Für einzelne Prozesse ist auch von *Prozessmodellen* bzw. komplementär zu Gesamtmodellen von Teilmodellen die Rede.

¹⁷⁷ Diese Terminologie folgt Müller (1999: 28). Er differenziert drei Aggregationsstufen, die von den „Grundvorstellungen verschiedener Theorien (Modellvorstellungen) über funktionale Abstraktionsdarstellungen ökologischer Prozesse (Systemmodelle) bis zu programmierten, quantitativ operierenden Simulationsmodellen“ reichen.

¹⁷⁸ Siehe Kap. 2.3.3.4.

¹⁷⁹ Siehe Kap. 3 und 4.

¹⁸⁰ Vgl. auch Kap. 2.1.

der Umweltsysteme (Intensio) die inhaltliche Auflösung ihrer Betrachtung (Extensio) eine Rolle (ebd.).¹⁸¹

Selbst bei inhaltlich, räumlich und zeitlich eng definierten Umwelten ist vom Zusammenwirken äußerst vielfältiger unbelebter und belebter Elemente, Prozesse und Strukturen auszugehen (z.B. Vielfalt von Stoffen, Stoffflüssen, Organismen, Biozönosen). Dies hat im Bereich der umweltwissenschaftlichen Modellierung zur parallelen Entwicklung unterschiedlicher methodischer Ansätze für bestimmte Elemente, Prozesse und Strukturen geführt. Beispielsweise steht alleine für die Berechnung des Phosphortransports durch Landoberflächenabfluss mittlerweile eine Vielzahl von Modellen zur Verfügung.¹⁸²

In Folge dieser Spezialisierung sieht sich die Umweltentwicklung einem immer größer werdenden Spektrum an sektoralen Methodenbausteinen gegenüber. Je nach Aufgabenstellung werden daraus einzelne Prozessmodelle ausgewählt und parallel zueinander angewandt (z.B. Lutze 2000, Krönert et al. 2001). Die „Integration“ der Teilmodelle erfolgt – wenn überhaupt – über den Zugriff auf dieselbe, zumeist mittels Überlagerung erzeugte Datengrundlage.

Eine systemare Herangehensweise findet sich in der Systemökologie. Sie versucht in theoretisch-mathematischer Form komplexe gesetzmäßige Zusammenhänge über die Steuerung von Ökosystemen zu beschreiben (Straškraba 1995: 31, Gnauck 2000: 7). Diese für das Verständnis von Ökosystemen bedeutenden Ansätze sind durch die Beschränkung auf Transport und Wandlung von Signalen gekennzeichnet. Wegen ihrer überwiegend geringen realweltlichen Detaillierung und damit begrenzten Bezugnahmemöglichkeit auf konkrete naturräumliche Verhältnisse sind sie für pragmatische entscheidungsorientierte Fragestellungen nur bedingt unmittelbar verwertbar.

In der landschaftsökologischen Forschung und angewandten Ökosystemforschung wurden für einzelne Subsysteme (z.B. Reiche 1996, Breckling 1996, Dabbert et al. 1999) und Ökosysteme (Kerner et al. 1991, 1994, Gertberg 1994, Kerner 1995, Schönthaler et al. 1994, Schönthaler & Köppel 1999) systemare Modellansätze entwickelt. Letztere basieren auf der einheitlichen Operationalisierung definierter Systemmodelle. Nachdem diese Modellansätze alle Elemente und Wirkungsbeziehungen in einer in sich geschlossenen Modellstruktur umfassen, wird diese Art der Modellkonzeption im Weiteren als „primäre Integration“ bezeichnet.¹⁸³ Bei den ökosystemaren Ansätzen kann sie aufgrund der Komplexität der Gesamtmodelle mit dem Nachteil verbunden sein, dass einzelne Prozesse nicht in der vollen inhaltlichen Auflösung existierender Prozessmodelle abgebildet werden können.¹⁸⁴ Außerdem sind sie wegen ihres erheblichen Datenbedarfs bisher zumeist nur für diejenigen Gebiete anwendbar, für die sie entwickelt worden sind.

¹⁸¹ Raumabhängige, emergente Systemeigenschaften lassen sich z.B. anhand der maßstäblichen Dimensionen der Landschaftsökologie verdeutlichen (Neef 1963, Mansfeld 1976, Bastian 1991).

¹⁸² Siehe Kap. 4.3.3.

¹⁸³ Diese Bezeichnung findet sich auch bei Dabbert et al. (1999: 3f.). Sie wird dort allerdings als Gegensatz zu einer „sekundären“ Überlagerung der Ergebnisse verschiedener Prozessmodelle aufgefasst. Demgegenüber bezieht sich der Integrationsbegriff der vorliegenden Arbeit immer auf ein systemares Gesamtmodell.

¹⁸⁴ Schönthaler et al. (1994: 141) geben dahingehend zur Modellierung des Wasserhaushalts (Modellbereich 3) an, dass im Vergleich zu einem spezifischen Wasserhaushaltsmodell nur grobe Abschätzungen der Wasserbewertungen im Ökosystem möglich sind.

Für die anwendungsorientierte Fragestellung der Umweltentwicklung wird in der vorliegenden Arbeit eine Variante zu den ökosystemaren Modelltypen verwendet. Ziel ist eine Vereinfachung des integrierenden Gesamtmodells bei gleichzeitig inhaltlich möglichst hoch auflösender Beschreibung und Kopplung von relevanten Teilprozessen. Dazu wird auf der Grundlage eines konzeptionellen¹⁸⁵ Gesamtmodells (Systemmodell) eine Kopplung von in sich eigenständigen Prozessmodellen vorgenommen.¹⁸⁶

Diese „sekundäre Integration“ hat gegenüber den primär integrierten Gesamtmodellen einerseits den Vorteil, dass über exakt zu definierende Datenschnittstellen die jeweils am weitesten entwickelten Ansätze zur Prozessbeschreibung in die übergeordnete systemare Betrachtung einbezogen werden können. Andererseits ist für die verwendeten Prozessmodelle überwiegend von einer guten empirischen Absicherung durch die jeweilige Disziplin auszugehen. Sie bedürfen deshalb in erster Linie der Kalibrierung, unter geeigneten Bedingungen jedoch nicht einer grundlegenden Validierung.

Nachteil der sekundären Integration von Teilmodellen ist die notwendige Entwicklung spezieller Schnittstellen auf der Ebene des Gesamtmodells. Sie können manuell oder automatisiert durch direkte Übergabe von Daten oder Algorithmen mit ergänzenden Systemparametern gestaltet sein.¹⁸⁷ Diese Art der Modellarchitektur stellt besondere Anforderungen an die Harmonisierung von Daten und das Datenmanagement. Je nach dem Grad der Kopplung kann die systemtheoretische Komplexität des Gesamtmodells deutlich geringer ausfallen als die der prozessbezogenen Teilmodelle.

Für die Umweltbilanz kommen grundsätzlich primär als auch sekundär integrierte, ökosystemare Modellkonzeptionen in Betracht. Bei kurz- bis mittelfristigen Fragestellungen dürften die Vorteile einer sekundären Integration überwiegen. Mittel- bis langfristige Aufgaben, wie die ökosystemare Umweltbeobachtung in Biosphärenreservaten (Schönthaler et al. 1994, Schönthaler & Köppel 1999), rechtfertigen primär integrierende Systemmodelle. Die Konzeption des Gesamtmodells und Wahl der einzubeziehenden Prozessmodelle hängt jeweils von der konkreten Aufgabenstellung ab. Entscheidend ist, dass sie den gesamtsystemaren Zusammenhang der jeweils zu konstruierenden Umwelt adäquat abbilden. Hierbei kann es sinnfälligerweise sein, individuelle Merkmale der verfügbaren Teilmodelle als Nebenbedingungen zu tolerieren.

Auf die für die Umweltentwicklung grundsätzlich in Betracht kommenden Modelle kann aufgrund der Vielzahl der verfügbaren Ansätze im vorliegenden Rahmen nicht näher eingegangen werden. Dahingehend wird auf die Literatur verwiesen.¹⁸⁸ Gleiches gilt für

¹⁸⁵ Der Begriff „konzeptionell“ wird hier im konstruktivistischen, nicht im hydrologischen Sinne gebraucht. Maniak (1997: 233) definiert für die Hydrologie: „In Konzept-Modellen ist die Wirkung bestimmter Phänomene, z.B. der Speicherung, angesprochen. Teilprozesse oder -systeme (Abflusskomponenten oder Teileinzugsgebiete) werden berücksichtigt. Zur Anwendung kommt die Kontinuitätsgleichung zusammen mit einer phänomenbezogenen charakteristischen Gleichung, z. B. einer Speicher-Abflussbeziehung. Die dafür benutzten hydrologisch interpretierbaren Parameter (z.B. Reaktionszeiten) werden anhand von Beobachtungsdaten optimal angepasst.“

¹⁸⁶ Alternativ zu einem Gesamtmodell kann man auch von einem *Modellsystem* sprechen (z.B. das Modular Modelling System (MMS; Leavesley et al. 1996) und das Object Modelling System (OMS; David 1997 a, b) (Rode 2001: 25)).

¹⁸⁷ In der Literatur werden diese auch als „soft coupling“ (z.B. Kerner et al. 1991) bzw. „loose coupling“ (Duttman 1999, 188) bezeichnet.

¹⁸⁸ Angaben hierzu enthalten die Kap. 3.3.2 und 4.12.

technische Fragen der Kopplung dieser Modelle, der Anbindung an Geographische Informationssysteme und Datenbanken sowie der Datenverfügbarkeit. Letztere wird aus Aufwandsgründen in der Regel Einschränkungen für Modellkonzeptionen mit sich bringen.

Neben diesen allgemeinen Aspekten der Modellierung im Rahmen der Umweltbilanz, die teilweise auch für andere Fragestellungen der Umweltforschung relevant sind, ist deren Modellkonzept durch eine Spezifik gekennzeichnet: Die Aufgabenstellung der Umweltbilanz als methodisches Werkzeug des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings erfordert einen besonderen Umgang mit den durch das anthropogene System beeinflussbaren Elemente des Systemmodells bzw. den durch die Umwelt bestimmten Variablen für das anthropogene System (Systeminput und -output).

Nach dem in Kapitel 2.1 dargelegten Umweltbegriff sind dazu die zu betrachtenden Systeme gegenüber den anthropogenen Ein- und Rückwirkungen parameterbezogen abzugrenzen (vgl. Borchardt 1998: 127¹⁸⁹).¹⁹⁰ Für diese Parameter ist die Beeinflussung (Nutzung)¹⁹¹ nach Art (Handlungsfelder, Handlungsart) und Umfang möglichst exakt zu bestimmen. Hierzu können Schnittstellen zu Methoden zur Simulation von Subsystemen (z.B. Umweltmanagementsysteme) oder Prozessen (z.B. Ökobilanzen, regionale Stoffstromanalysen) des anthropogenen Systems hilfreich sein.

Dieselben umweltrelevanten Kenngrößen von Nutzungen können Eingangsparameter verschiedener ökologischer Prozessmodelle sein und zudem durch verschiedene Handlungsarten beeinflusst werden. Aus diesem Grund ist eine modelltechnische Verknüpfung und maßeinheitliche Harmonisierung dieser Parameter notwendig. Dies gilt insbesondere im Hinblick auf die Operationalisierung von Handlungsoptionen. Hierbei kann es auf eine simultane Änderung derselben Eingangsparameter mehrerer Prozessmodelle ankommen. Beispielsweise sind im Hinblick auf den nachfolgend näher behandelten Gewässerschutz bei der Entwicklung naturbetonter Uferstreifen deren Wirkungen auf die Gewässerstrukturgüte (Strukturgütemodell), den Nährstoffeintrag aus Landoberflächenabfluss (Stofftransport-Bilanzmodell), die Gewässerbeschaffenheit (Gütemodell) und die Gewässerbiozönosen (Gütemodell) zu betrachten.

Als weiteres Spezifikum der Simulationsmodelle der Umweltbilanz sind Systemparameter und -variablen herauszustellen, die für die Ermittlung der Nutzbarkeit von Umwelten maßgeblich sind.¹⁹² Über diese Größen lassen sich analog zur Zuweisung von Hand

¹⁸⁹ Da die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften als Resultat natürlicher und anthropogener Einflüsse zu verstehen sei, sollten die Einflussfaktoren natürlichen und anthropogenen Ursprungs mit Hilfe geeigneter Verfahren getrennt beschrieben werden. Nur so könnten ökologische Defizite benannt und Belastungen als Ansatzpunkte für Entwicklungsmaßnahmen quantifiziert werden.

¹⁹⁰ Dies kann sowohl eine Abgrenzung nach verschiedenen als auch nach denselben Parametern bedeuten. Letzteres erfordert eine Separation nach naturogenen und anthropogenen Partitionen.

¹⁹¹ Unter Verweis auf die Kulturlandschaftsforschung der 1960er-Jahre bezeichnet Breuste (2001: 96) Nutzung als grundsätzlichen Prozess der Rauman eignung durch den Menschen. „Er bedeutet individuell, gruppenspezifisch oder gesellschaftlich die Inanspruchnahme von natürlichen Gegebenheiten der Umwelt des Menschen für seine Zwecke. ... Nutzung ist kein Zustand, sondern ein Vorgang.“

¹⁹² Wie bereits in Kap. 2.1 erwähnt, wird diese Art der Abfrage in der Literatur als „ökologische Eignungsbewertung“ bezeichnet (Marks et al. 1992: 28, Bastian & Schreiber 1999: 59). Korrekter wäre der Begriff der *Eignungsanalyse*, da es sich dabei nicht um eine *Bewertung* im hier verwendeten Sinne handelt.

lungsoptionen Abfragen zu Nutzungsmöglichkeiten nach nutzungsspezifischen Anforderungen an die Umwelt durchführen.¹⁹³ Zur Komplexitätsreduktion eines operablen Systemmodells sind solche Abfragen vorzugsweise lose gekoppelt durchführbar, d.h. durch Algorithmen, die nicht fest in die Modellarchitektur eingebunden sind.

2.3.3.2 Umweltindikatoren

Auf die Funktion und Bedeutung von Indikatoren für die Umweltpolitik wurde unter Verweis auf verschiedene internationale Indikatorensysteme¹⁹⁴ bereits eingegangen. In Kapitel 2.1 sind sie als *quantitativ¹⁹⁵ beschreibbare Kenngrößen zur Komplexität reduzierenden Charakterisierung der Zustände definierter Umweltsysteme* bezeichnet worden. Im Gegensatz zur synoptischen Auflistung von mehr oder weniger aggregierten Größen in der Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik stehen im Kontext der Methode Umweltbilanz überwiegend *Systemvariablen¹⁹⁶* der Modelle, ggf. ergänzend auch *Systemparameter¹⁹⁷* konkreter Umweltsysteme im Vordergrund. Darüber hinaus kann eine Aggregation von solchen Kenngrößen zu Indizes in Betracht kommen (vgl. z.B. Pykh et al. 1999).

Als Kriterien für die Formulierung von Indikatoren nennt der SRU (1994: Tz. 256, Ziff. 6) u.a. die „Berücksichtigung der Komplexität ökologischer Wirkungsmechanismen“ und die „Bezugnahme auf ein Referenzsystem“. In der vorliegenden Arbeit wird beiden Rechnung getragen, da die Indikatoren auf das Systemmodell konkreter Umwelten bezogen werden. Im Hinblick auf das primäre Ziel dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse erscheint die Auswahl nur solcher Kenngrößen plausibel, die aus umweltwissenschaftlicher Kenntnis eine Aussagefähigkeit über einen bestimmten Systemzustand erlauben.

Durch die Ableitung von Umweltindikatoren aus einem systemaren Zusammenhang werden wichtige Anforderungen an die Aufstellung von Umweltzielsystemen bereits auf der wirkungsanalytischen Ebene erfüllt. Aus entscheidungstheoretischer Sicht sind dies Vollständigkeit, Redundanzfreiheit/Unabhängigkeit, Messbarkeit und Einfachheit (Eisenführ & Weber 1999: 60). Lediglich die Frage einer Gewichtung von Systemkompartimenten oder Teilprozessen lässt sich aus der Systembetrachtung nicht ableiten und bleibt deshalb den gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen vorbehalten.

Eine Auswahl von Indikatoren nach sogenannten Umweltproblemfeldern kommt vor diesem Hintergrund sowohl aus systemarerer wie auch aus entscheidungstheoretischer Sicht nicht in Betracht. Wie Schönthaler & Köppel (1999: 29) für die letzten 30 Jahre des 20. Jahrhunderts zeigen, sind diese Problemfelder einem ständigen umweltpolitischen Wandel unterworfen. Für eine umweltwissenschaftliche Begründung sind sie insofern nicht geeignet. Stattdessen muss eine adäquate Repräsentanz, Validität und Interpretierbarkeit von Indikatoren bezogen auf das entsprechende System gewährleistet sein (Malkina-Pykh et al. 1999: 210, Grant et al. 2000: 105f.).

¹⁹³ Vgl. dazu Schanze (1995: 85).

¹⁹⁴ Siehe Kap. 2.3.1.1.

¹⁹⁵ Dies umfasst in Abhängigkeit von der mathematischen Formulierung eines Modells grundsätzlich sämtliche Skalierungsarten.

¹⁹⁶ Als Systemvariablen werden hier die mittels Systemgleichungen aus den Systemparametern berechneten abhängigen Größen eines Simulationsmodells bezeichnet.

¹⁹⁷ Als Systemparameter werden die Eingangsgrößen eines Simulationsmodells bezeichnet.

Trotz dieser umweltwissenschaftlichen Argumentation schließt die Ableitung von Indikatoren aus Systemmodellen deren gesellschaftliche Nachvollziehbarkeit und Abstimmung nicht aus (vgl. Walz et al. 1997, Messner et al. 1999: 70). Dies gilt gerade auch wegen der Bedeutung der Indikatorenauswahl für die Bewertung von Umwelten. Nachvollziehbarkeit und Abstimmung beziehen sich auf eine Offenlegung und ggf. Justierung von umweltwissenschaftlichen Begründungszusammenhängen. Eine Aufstellung in kooperativen Verfahren, wie dies Koita (1999: 88ff.) für Nachhaltigkeitsindikatoren fordert, erscheint wegen des komplexen Sachverhalts allerdings nicht zielführend.

2.3.3.3 Operationalisierung von Handlungsoptionen

Die Operationalisierung der durch gesellschaftliche Entscheidungsträger – ggf. mit umweltwissenschaftlicher Unterstützung¹⁹⁸ – formulierten Handlungsoptionen für ein Simulationsmodell eines Umweltsystems ist ein eigenständiger und wesentlicher Bestandteil der Methode Umweltbilanz.¹⁹⁹ Er befasst sich mit der Schnittstelle zwischen dem anthropogenen System und dem Umweltsystem.²⁰⁰ Die Handlungsoptionen sind dazu in geeigneter Weise für ein System- und Simulationsmodell zu parametrisieren.²⁰¹ Sie können sich einerseits auf vorhandene Parameter der Modelle beziehen oder zusätzliche Parameter erfordern. Durch die Ausrichtung auf lebensweltliche Problemstellungen sind inhaltlich, räumlich und zeitlich sehr differenzierte und komplexe Sanierungs-, Nutzungs- und Entwicklungsaktivitäten abzubilden.

Für die aus technischen, ökonomischen oder politischen Gründen nicht gesamträumlich umsetzbaren Handlungsoptionen²⁰² ergibt sich dabei die Frage nach der Abbildung räumlich und zeitlich inhomogener Allokationen. Beispielsweise wird es in der Regel sinnvoll sein, für Standorte mit unterschiedlichem erosiven Nährstoffaustrag abweichende Handlungsoptionen vorzusehen²⁰³ oder bei vergleichbaren Stoffeinträgen in Böden (z.B. Stickstoff) vorrangig Aktivitäten auf Standorten mit geringen Denitrifikationspotenzialen zu initiieren.

Nachdem dahingehend weder ein Rückwärtsmodellieren noch ein „trial und error“ durch infinite Modelldurchläufe in Betracht kommt, sind gesonderte Werkzeuge zur Zuordnung von Handlungsoptionen erforderlich. Solche Abfragealgorithmen können zugleich für die

¹⁹⁸ (z.B. durch Ermittlung des Handlungsbedarfs durch Bilanzierung von Soll- (siehe unten) und Ist-Zustand)

¹⁹⁹ In der Literatur zur Umweltmodellierung wird diese Frage bisher überwiegend in sehr genereller Form und mit sehr eingeschränkter Betrachtung der Mehrfachwirkung auf verschiedene Subsysteme oder Prozesse bzw. Teilmodelle behandelt (z.B. RP Giesen 1994, Fehr 1995, Behrendt et al. 1999).

²⁰⁰ Mit dieser Vorgehensweise werden Maßnahmenwirkungen auf die Eingangsparameter der Modelle von den Auswirkungen auf den Zustand von Gewässern mit ihren Einzugsgebieten unterschieden.

²⁰¹ Analog zur Bedeutung bei der Modellentwicklung im Sinne von Festlegung der Parameter für ein Modellkonzept (Leser 1997: 113) verstanden, nicht als Erhebung und Transformation von Eingangsdaten zu Modellparametern (Reiche et al. 1999: 153). In diesem Zusammenhang meint *Parametrisierung* die modelltechnische Aufbereitung, d.h. Zerlegung von Handlungen und Handlungsoptionen nach Parametern des Systemmodells.

²⁰² Dies gilt beispielsweise für eine weitestgehende Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung.

²⁰³ Siehe Kap. 4.7.2.

Zuweisung von Handlungsoptionen zu strategischen Handlungsalternativen eingesetzt werden. Hierbei kann auch der Einsatz von multikriteriellen Verfahren, insbesondere MODM²⁰⁴, sinnfälliger sein (DVWK 1999b: 40).

Mit der Operationalisierung von Handlungsoptionen ist unvermeidbar eine inhaltliche Reduzierung verbunden. Bei der Simulation können sie nur nach ausgewählten Parametern berücksichtigt werden. Für die Interpretation ihrer Merkmale und Wirksamkeit gilt es deshalb, ergänzend auch die nicht quantifizierbaren Merkmale und Wirkungen zu beachten.

2.3.3.4 Wirkungsprognose bzw. -analyse

Unter Wirkungsprognose werden allgemein vielfältige Techniken zur Voraussage von Gegebenheiten bzw. Geschehen auf der Grundlage von erkannten Gesetzmäßigkeiten, Randbedingungen und der Beschreibung des Ausgangszustands verstanden. Für die vorliegende umweltwissenschaftliche Fragestellung lassen sie sich in Anlehnung an Leser (1997: 418) als *Vorhersagen (Voraussagen) künftiger Umweltzustände unter Berücksichtigung natürlicher Entwicklungen und anthropogener Einwirkungen* bezeichnen. Sie setzen voraus, dass die in dem verwendeten Simulationsmodell einbezogenen Komponenten und Prozesse hinsichtlich der Voraussagefragestellung hinreichend valide abgebildet werden. Aus der Vielfalt von Prognosearten werden im Weiteren die für die Methode Umweltbilanz besonders relevanten quantitativen *Wirkungsprognosen* (Prognosen i.e.S.) und ex ante-Wirkungsanalysen nach Anwendung der qualitativen Szenariotechnik betrachtet (Stiens 1996: 21, 78).

Bei ersteren handelt es sich – ggf. unter Einbeziehung von anthropogenen Steuerungsaktivitäten – um eine zeitlich eng befristete Fortführung der zuvor skizzierten Modellsimulation in die Zukunft. Ihre Vorhersage ist auf eine mathematisch größtmögliche Exaktheit bei der Beschreibung des künftigen Umweltzustands ausgerichtet. Die *Szenariotechnik* ist im Gegensatz dazu durch einen breiteren inhaltlichen und längeren zeitlichen Fokus auf die die künftige Entwicklung bestimmenden Einflussgrößen gekennzeichnet (z.B. Stiens 1996: 87, Gausemeier et al. 1997, Graf 1999: 171ff.). Im Vordergrund steht die Exploration möglicher alternativer Entwicklungsverläufe. Hierbei können Handlungsalternativen und mögliche eigendynamische Trends als Entwicklungsrahmen, d.h. als nicht steuerbare Randbedingungen von Handlungsalternativen, berücksichtigt werden.

Bei der Umweltentwicklung bedürfen sowohl die Handlungsalternativen als auch die einzubeziehenden Bedingungen des Entwicklungsrahmens²⁰⁵ der Festlegung durch die gesellschaftlichen Akteure. Die fachwissenschaftliche Aufgabe bezieht sich auf die Berechnung von Entwicklungstrends und die ex ante-Wirkungsanalysen der Szenarios (vg. Klauer et al. 1999, Messner 2004). Letztere sind Modellsimulationen der jeweiligen Szenarios zur Ermittlung der mit ihnen verbundenen Änderungen der Umweltverhältnisse.

Wirkungsprognosen und Szenarioanalysen sind mit zunehmendem zeitlichen Horizont und bei steigender Zahl an Variablen mit zunehmender Unsicherheit verbunden (z.B.

²⁰⁴ Siehe Kap. 2.2.2.4.

²⁰⁵ In der Regel wird es sich dabei um ein Spektrum möglicher Entwicklungen handeln.

Laux 1998: 103ff., 143ff., DVWK 1999b: 60).²⁰⁶ Das Ausmaß dieser Unsicherheit ist von der Validität des jeweiligen System- und Simulationsmodells sowie von der Wirklichkeitsnähe der bei der Formulierung der Szenarios getroffenen Annahmen abhängig. Bei der Antizipation der künftigen „Wirklichkeit“ handelt es sich folglich eher um eine Näherung.²⁰⁷ Sie ergibt sich aus den hochkomplexen, offenen Systemen der naturogenen Umwelt mit ihrer „intrinsischen Nichtvoraussagbarkeit“.²⁰⁸

Die methodische Handhabung dieser Unsicherheit hängt von der Problemstellung ab. Wegen ihrer Bedeutung für die Interpretation von Prognosen bzw. ex ante-Wirkungsanalysen bedarf sie genauso wie die den Prognosen zugrunde liegenden Annahmen der Offenlegung.²⁰⁹ Nur so können die wissenschaftlichen Ergebnisse transparent gemacht und den gesellschaftlichen Entscheidungsträgern hinreichende Einschätzungsmöglichkeiten über ihre Entscheidungsgrundlagen gegeben werden. Im günstigsten Fall werden gegensätzlich extreme Entwicklungsrahmen formuliert, zwischen denen prognostizierte Entwicklungsverläufe eingeordnet werden (vgl. z.B. Klauer et al. 1999: 81, Graf 1999: 173f.).

2.3.3.5 Monitoring der realen Umweltentwicklung

Die inhärente Unbestimmtheit der realen Dynamik und Beeinflussbarkeit von naturogenen Umwelten erfordert eine periodische Überprüfung der Wirkungsprognosen bzw. ex ante-Wirkungsanalysen von Handlungsalternativen bzw. Szenarios. Sie sind die Voraussetzung für die Anpassung der System- und Simulationsmodelle sowie Reformulierung von Entscheidungen und Handlungen. Hierzu ist eine Fortschreibungsfähigkeit der Eingangsparameter notwendig. Als Voraussetzung sind die verwendeten Umweltdaten mit spezifischer Kontinuität weiter zu erfassen und den prognostizierten Ausprägungen der Systemvariablen als Grundlage einer Verifizierung bzw. Falsifizierung gegenüber zu stellen.²¹⁰

Differenzen können eine Kalibrierung der System- und Simulationsmodelle, die Anpassung von zuvor getroffenen Annahmen sowie die Modifikation von eingeleiteten Handlungen erfordern. Für eine reflexive, koevolutionäre Umweltentwicklung können diese Befunde die Unterscheidung von Wissen und Nichtwissen unterstützen (Beck 1996: 298, Heidenreich 2000: 107f.) sowie darüber hinaus als Grundlage für Lernprozesse in der Umweltentwicklung dienen (Fürst 1995, Hutter & Schanze 2005).

²⁰⁶ Berechnungen weisen in der Zeit häufig die Form eines Trichters auf.

²⁰⁷ Jene lassen sich als deterministische Abschätzungen wie auch als stochastische Funktionen auffassen.

²⁰⁸ Siehe Kap. 2.1.

²⁰⁹ Zur Risikokommunikation bei der gesellschaftlichen Auseinandersetzung mit Wissen siehe Bechmann & Stehr (2001).

²¹⁰ Siehe Kap. 4.4.

2.3.3.6 Zusammenfassende Anforderungen und kritische Reflexion

Für die wirkungsanalytische Dimension der Methode Umweltbilanz werden den vorhergehenden Darstellungen entsprechend insgesamt folgende methodische Anforderungen als konstitutiv bezeichnet:

1. Abgrenzung der naturogenen Umwelt als Systemmodell mit zu definierenden Schnittstellen für die Wechselwirkungen mit dem anthropogenen System
2. Abbildung dieses Systemmodells als Simulationsmodell, prioritär durch Kopplung von rechenbaren Teilmodellen relevanter Subsysteme bzw. Prozesse und sonstigen relevanten Daten
3. Auswahl, Beschreibung und Begründung von Indikatoren des Systemzustands
4. Inhaltliche, räumliche und zeitliche Operationalisierung sowie Implementierung von Handlungsoptionen und -alternativen in das Simulationsmodell
5. Erstellung von Wirkungsprognosen oder ex ante-Wirkungsanalysen für die Handlungsalternativen bzw. Szenarios unter Berücksichtigung der Unsicherheit
6. Umweltmonitoring durch fortschreibungsfähige Datenerfassung, periodische Modellverifikation und ggf. Anpassung des System- und Simulationsmodells, der Annahmen oder der Handlungsalternativen

Die Methode ist damit durch eine konsistente Operationalisierung und systemare Modellierung der entscheidungsrelevanten Wirkungszusammenhänge gekennzeichnet. Dadurch soll ein hoher Grad der Abbildung des Systemverhaltens erreicht werden. Dies führt allerdings zu einer Reihe von Problempotenzialen, die im Folgenden kurz reflektiert werden. Wenngleich Heinrich (1999a: 115) nicht von der Notwendigkeit einer Begründung des Einsatzes von Simulationsmodellen und GIS für Teilfragestellungen der Umweltentwicklung ausgeht, erscheint dies speziell bei systemaren Gesamtansätzen nicht ohne weiteres zutreffend.

Die berechtigte Kritik an Simulationsmodellen beispielsweise von Bachfischer (1978: 67ff.), die letztlich zur Entwicklung der Ökologischen Risikoanalyse geführt haben, kann selbst vor dem Hintergrund der seither abgelaufenen Technologie- und Methodenentwicklung nicht gänzlich ignoriert werden. Unter Verweis auf den SRU (1974: 214) betonte Bachfischer insbesondere die *Unvollständigkeit* von Modellansätzen gegenüber der realen Welt²¹¹, die sich daraus ergebende *Subjektivität* bei der Modellkonstruktion sowie die *Schwierigkeit der empirischen Kontrolle*. Vor allem Letzteres kann nach Klatt (1973: 192) zu einer erheblichen Fehlerakkumulation führen.

Diese drei grundlegenden Kritikpunkte können letztlich mit keinem Modellkonzept über die naturogene Umwelt entkräftet werden. Allerdings gelten sie letztlich auch für die schematischen „Wirkungsmodelle“ der Planungsmethoden. Im Vergleich zu diesen bestehen mit den mittlerweile verfügbaren Simulationsmodellen Möglichkeiten für eine erheblich genauere Abbildung der empirisch belegten Wirkungszusammenhänge. Dies gilt insbesondere hinsichtlich der Mehrdimensionalität von Wirkungsgefügen, die mit den monokausalen Wirkungsketten der Planungsmethoden nicht erfasst werden können.

²¹¹ Diese bezieht sich sowohl auf die methodischen als auch datenmäßigen Grundlagen (vgl. Grünwald 1994: 32).

Simulationsmodelle können damit gegenüber den Synopsen oder einfachen Verknüpfungen von medialen Klassifikationen der bio- und geoökologischen Umweltsystemelemente die Komplexität naturogener Prozesse valider für Entscheidungsprozesse transformieren.

Im Hinblick auf großräumigere Betrachtungen lassen sich mit Hilfe von Simulationsmodellen außerdem Kenngrößen von Umweltsystemen generieren, die aus Aufwandsgründen mit Feldmethoden nicht erfassbar wären. Diesem Aspekt kommt vor dem Hintergrund der Dynamik anthropogener Nutzungen und der damit notwendigen Aktualisierung von Daten ein wesentlicher Stellenwert zu.

Für die Prognose von Systemveränderungen eröffnet die Simulation von Umwelten eine höhere Prognosesicherheit. Die für die Umweltbilanz postulierte gesamtsystemare Betrachtung erlaubt dabei auch die Ermittlung von Wechselwirkungen zwischen einzelnen monokausalen Wirkungsbeziehungen. Durch die mathematische Übersetzung der Wirklichkeit kann es sich hierbei unbestreitbar nur um Approximationen handeln. Die Unsicherheit kann allerdings genauer spezifiziert und offengelegt werden.

Wie das Fallbeispiel des Bewirtschaftungsplans Salza zeigen wird, ergeben sich durch die bisherigen Prozesskenntnisse und begrenzte Datenbasen für die anwendungsorientierte Modellentwicklung in der Regel enge Rahmenbedingungen. Dies führt zu einer notwendigerweise erheblichen Verkürzung der prozessualen, räumlichen und zeitlichen Auflösung bei der Abbildung von Umweltsystemen. Die realisierbaren Modellkonzepte werden im Maßstab entscheidungsrelevanter naturogener Umwelten deshalb die zuvor genannten Kriterien nur graduell und schrittweise erreichen können.

2.3.4 Normative Dimension

Die Umsetzung der Intention des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings erfordert es, gesellschaftliche Ziele bis auf eine wirkungsanalytisch operable Ebene zu spezifizieren ohne dadurch die gesellschaftliche Normensetzung vorweg zu nehmen. Dies stellt für die Methode Umweltbilanz besondere Anforderungen an den Umgang mit werthaltigen Fragen. Nachdem eine wie auch immer geartete Verfeinerung von Zielen unvermeidbar mit einem subjektiven und damit normativem Moment verbunden ist, sind beide Bedingungen im Grunde nicht miteinander vereinbar. Der einzige Weg mit dieser Schwierigkeit umzugehen besteht in der Maßgabe, dass die umweltwissenschaftlichen Aufgaben analog zum Gesamtverständnis des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings als gutachterlich aufgefasst werden, die der Diskussion, Modifikation und letztgültigen Festlegung durch die Gesellschaft vorbehalten bleiben.

Um hierfür die Voraussetzungen zu schaffen, ist eine nachvollziehbare Struktur der umweltwissenschaftlichen Zielspezifikation erforderlich. Dies betrifft einerseits die hierarchische Konkretisierung von quantitativen Zielkriterien aus allgemeinen Zielen und andererseits die Stellung dieser Zielkategorien gegenüber dem gesellschaftlichen Mandat der Festlegung der Zielkriterien. Bevor ein dahingehender methodischer Rahmen formuliert werden kann, ist in Ergänzung zu den in Kapitel 2.1 erläuterten Begriffen „Ziele“ und „Zielkriterien“ zunächst auf die Bedeutung von *Werten* sowie auf deren unterschiedliche Zwecke im Kontext der Umweltbilanz einzugehen.

2.3.4.1 Werte, Zwecke, Zielkategorien

Grundlage von Zielen und Bewertungen sind Werte²¹². Sie gehen auf vielfältig beeinflusste Werthaltungen von Individuen zurück und werden hier als *bewusste Vorstellungen über ideale Verhältnisse* verstanden. Aus individualistischen Werten können durch Abstimmung mehrerer Individuen intersubjektive Werte entstehen. Bechmann (1981: 105) bezeichnet diese als *Werturteile* und betont deren Anspruch auf Gültigkeit zwischen den beteiligten Individuen. Im Gegensatz zur Kategorie „Wert“, welche die idealen Verhältnisse absolut und zunächst ohne handlungsbezogenen Imperativ angibt, sind Ziele auf ihre Umsetzung ausgerichtet. Nachdem dabei eine im Vergleich zu den Werten nur teilweise oder inkrementale Erreichung der idealen Verhältnisse festgelegt werden kann, können Ziele gegenüber den Werten einen relativen Charakter aufweisen. Auch bei den Zielen lassen sich individualistische und überindividuelle Geltungen unterscheiden. Bei den weiteren Ausführungen werden im Hinblick auf gesellschaftliche Entscheidungen sowohl Werte als Ziele ausschließlich im überindividuellen Sinne verwendet.

In Anbetracht der Relativität von Zielen bezogen auf absolute Werte stellt sich die Frage, welche unterschiedlichen Zwecke Ziele aufweisen können. Der Begriff Zweck wird in diesem Zusammenhang vereinfachend ohne Bedeutungsunterschied zum Begriff Ziel verwendet (Mittelstrass 1984: 849).²¹³ Er dient nur der sprachlichen Verständlichkeit. Zwecke in diesem Sinne sind Ziele für die Formulierung von Zielen. Sie werden hier speziell unter dem Blickwinkel der angestrebten Erreichung von Werten betrachtet.

Im Kontext umweltrelevanter Entscheidungen wird für die Umweltbilanz davon ausgegangen, dass sich zwei generelle Arten von Zwecken differenzieren lassen. Dies ist zunächst der Zweck zur generellen und vollständigen Verwirklichung der Werte über dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse. Er richtet sich auf der Basis der jeweils verfügbaren umweltwissenschaftlichen Kenntnisse und gesellschaftlichen Einstellungen auf eine Formulierung der langfristig angestrebten (Mindest-)Umweltqualität.

Nachdem diese Verhältnisse vielfach in einem zumindest kurz- bis mittelfristigen Konflikt zu anderen gesellschaftlichen Zielen insbesondere der ökonomischen und soziokulturellen Nachhaltigkeitsbereiche stehen können, ist für lebensweltliche Entscheidungssituationen weiterhin von einem handlungsorientierten Zweck zu sprechen. Er hat eine schrittweise Annäherung an die grundlegenden Werte unter Berücksichtigung der konkreten Umsetzbarkeit zum Gegenstand.

Der erstgenannte Zweck subsummiert die grundlegenden und langfristigen Ziele, der letztgenannte die operativen, kurz- bis mittelfristigen Ziele. Zur begrifflichen Unterscheidung werden die grundlegenden bzw. „absoluten“ Ziele als *Sollens-Zweck* bezeichnet. Dieser gibt an, welcher Umweltzustand im Sinne des gesellschaftlichen Wertes dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse angestrebt werden *soll*. Im Gegensatz dazu steht bei

²¹² Der Begriff „Wert“ ist hier im moralischen Sinne gegenüber „Wert“ im ökonomischen Zusammenhang gemeint (vgl. Mittelstrass 1984: 662).

²¹³ Nach Bischof (1985) gehen *Zweck* und *Ziel* etymologisch auf das griechische Wort „telos“ zurück. Es bezeichnet den zentralen Befestigungsnagel einer Zielscheibe, womit allerdings sowohl die Halterung (*Zweck*; *causa efficiens*) als auch der Mittelpunkt (*Ziel*; *causa finalis*) gemeint sind. Dieser Unterschied, der u.a. für die philosophische Interpretation der Evolutionstheorie von Bedeutung ist (Bischof 1985, Schanze 1988: 85f.), kann hier vernachlässigt werden.

den operativen Zielen ein aktueller lebensweltlicher Entscheidungszusammenhang im Vordergrund. Die Frage lautet, inwieweit eine Erreichung des Sollens-Zwecks gesellschaftlich *gewollt* wird. Diese relative Zielkategorie wird als *Wollens-Zweck* benannt. Sie betont die Freiheitsgrade bei der Zielfestlegung.

Jonas (1984) sieht neben der Unterscheidung zwischen „absoluten“ und „relativen“ Zielen auch eine auf das Wesen des Menschen zurückführbare Sinnfälligkeit für die Abgrenzung zwischen „Sollen“ und „Wollen“. Er schreibt: „Wie jede ethische Theorie, muss auch eine Theorie der Verantwortung beides ins Auge fassen: den *rationalen* Grund der Verpflichtung, das heißt das legitimierte Prinzip hinter dem Anspruch auf ein verbindliches „Soll“, und den *psychologischen* Grund seiner Fähigkeit, den Willen zu bewegen, das heißt für ein Subjekt die Ursache zu werden, sein Handeln von ihm bestimmen zu *lassen*. Das besagt, dass die Ethik eine objektive und eine subjektive Seite hat, deren eine es mit der Vernunft, die andere mit dem Gefühl zu tun hat“ (ebd.: 163; Hervorhebungen im Original).

Für die Umweltentwicklung werden auf der Grundlage beider Zwecke in der Literatur vor allem zwei Zielkategorien unterschieden (Claussen et al. 1996: 6ff., UBA 1999: 2f., Rehbinder 1997: 314, SRU 1998: Tz. 67). Dies sind die – die langfristig angestrebten Verhältnisse kennzeichnenden – immissionsbezogenen *Umweltqualitätszielkonzepte* (Sollens-Zweck) und die – dahingehend graduell oder ersatzweise festzulegenden – immissions- oder emissionsbezogenen *Umwelthandlungszielebenen* (Wollens-Zweck).²¹⁴ Nach Rehbinder (1997: 321): „... ist es sinnvoll, unter dem Langfristaspekt anspruchsvolle Umweltqualitätsziele zu formulieren, die auf der Zeitschiene, d. h. bei den Umwelthandlungszielen, relativiert werden können.“²¹⁵

Neben dem zeitlichen Aspekt spielt bei der Unterscheidung beider Zielkategorien auch das Ausmaß der gesellschaftlichen Abwägung eine Rolle. Eine genauere Abgrenzung enthält Rehbinder hierzu nicht. Er geht bezogen auf die Formulierung nationaler Umweltziele lediglich davon aus, „dass auf der allgemeineren Ebene der Umweltqualitätsziele nur eine erste Abwägung stattfinden kann, die sich dann auf der Ebene der Umwelthandlungsziele verdichtet“ (ebd.: 321).

Für die Umweltbilanz wird davon ausgegangen, dass die Abwägung zur Formulierung der Umweltqualitätszielkonzepte in erster Linie nach Gesichtspunkten der immissionsseitigen Umweltvorsorge²¹⁶ erfolgt. Dies bedeutet, dass durch Interpretation der um

²¹⁴ Die angegebene Immissions- bzw. Emissionsbezogenheit der beiden Zielkategorien findet sich auch beim SRU (1998: Tz. 65): „Der Umweltrat hält – trotz gewisser Abgrenzungsprobleme – die Unterscheidung zwischen Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen für umweltpolitisch sinnvoll. Die Begriffe beschreiben unterschiedliche Ebenen umweltpolitischen Handelns. Während Umweltqualitätsziele den erwünschten Zustand der Umwelt, bezogen auf ein Schutzobjekt, angeben, bezeichnen Umwelthandlungsziele die zur Erreichung der Umweltqualitätsziele erforderlichen Verhaltensweisen der Akteure.“

²¹⁵ Dieses inhaltliche und begriffliche Verständnis hat sich auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 1998: 65ff.) zu Eigen gemacht.

²¹⁶ In Anlehnung an Greulich (1996: 485) lassen sich für das Vorsorgeprinzip zwei Aspekte nennen: (1) Eine emissionsseitige Risikovorsorge durch Mindeststandards für technische Anlagen. (2) Eine immissionsseitige Vorsorge gegenüber den Ressourcen und ökologischen Verhältnissen. Für die Methode Umweltbilanz steht der zweite Aspekt im Vordergrund. Köck (1997: 81) unterscheidet analog eine Qualitätsorientierung (Immissionsprinzip) und eine Minimierungsoptimierung (Emissionsprinzip).

weltwissenschaftlichen Erkenntnisse diejenigen Verhältnisse gesellschaftlich *abgestimmt* werden, die als dauerhaft umweltgerecht eingestuft werden. Sie unterscheiden sich damit grundlegend von dem u.a. von Runden et al. (1995), Votsmeier (1998) verwendeten pragmatischen Ansatz. Statt situationsbezogen reaktiven Entscheidungen liegt hier die Auffassung zugrunde, dass „das Bewußtsein der ... langfristigen Ziele dazu verhilft, Entscheidungschancen besser wahrzunehmen“ (Eisenführ & Weber 1999: 54).

Im Gegensatz zu dieser *fachlichen Abstimmung* beruht die Formulierung von Umwelthandlungszielen auf der *Abwägung* sämtlicher gesellschaftlich relevanter Fragen.²¹⁷ Hierzu gehören die technische Machbarkeit sowie die wirtschaftliche und soziale Vertretbarkeit von Handlungen zur Verbesserung der Umweltverträglichkeit von Nutzungen. Umwelthandlungsziele und die ihnen über- und untergeordneten Zielebenen geben die von den Beteiligten gewollten inhaltlichen und zeitlichen Schritte zur Erreichung der angestrebten (Mindest-)Umweltqualität an (Rehbinder 1997: 314, SRU 1998: Tz. 67).²¹⁸

Bezogen auf den in Kapitel 2.3.2.1 dargestellten Entscheidungsprozess²¹⁹ sind die beiden genannten Zielkategorien entsprechend ihren Inhalten unterschiedlich zu handhaben. Die als langfristige Orientierungen fungierenden Umweltqualitätszielkonzepte werden als Entscheidungsreferenz dem Schritt der Zielfestlegung zugeordnet. Wenngleich auch sie – vor allem aufgrund neuerer wissenschaftlicher Erkenntnisse – einer Fortschreibung zu unterziehen sind (z.B. SRU 1998: Tz. 95, Walz et al. 1999: 262), sind sie aufgrund ihrer fachlich vertiefenden Begründung als relativ konstant einzustufen.

Die mit den eigentlichen (End-)Entscheidungen gekoppelten Umwelthandlungsziele dienen demgegenüber der Darstellung der innerhalb eines definierten Zeithorizonts beabsichtigten Annäherung an den Soll-Zustand. Bei ihnen steht der Ermessensspielraum im Vordergrund. Bezogen auf die langfristig angestrebte (Mindest-)Umweltqualität kommt ihnen zugleich eine Informationsfunktion in Bezug auf die Zielerreichung zu.²²⁰

2.3.4.2 Begründungszusammenhänge für Umweltqualitätszielkonzepte

Aufgrund der in Kapitel 2.2.2.2 konstatierten unzureichenden begrifflichen Konsistenz und mangelnden inhaltlichen Abgrenzung als reine Zielfestlegung für ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring werden im Folgenden für die Aufgabenstellung der Umweltbilanz weiterführende Anforderungen an die inhaltliche und begriffliche Strukturierung von Umweltqualitätszielkonzepten formuliert. Hierbei sollen aus Gründen einer generellen Anwendbarkeit des Ansatzes für die Umweltentwicklung auch Begriffsverständnisse aus sektoralen umweltwissenschaftlichen Disziplinen einbezogen werden.

²¹⁷ Eine derartige Unterscheidung findet sich beispielsweise in § 12 Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG), in dem die „Bewertung der Umweltauswirkungen“ von der „Berücksichtigung des Ergebnisses bei der Entscheidung“ unterschieden wird.

²¹⁸ Siehe Kap. 2.3.4.3.

²¹⁹ Siehe Abb. 2.4.

²²⁰ Diese Funktion kann bei Bedarf um Nutzungsaspekte erweitert werden, sofern für Zielindikatoren kritische Ausprägungen bezüglich der Eignung für umweltabhängige Nutzungen erwartet werden.

Entsprechend den zuvor unterschiedenen Zielkategorien beziehen sich Umweltqualitätszielkonzepte als Sollens-Zweck alleine auf die Festlegung²²¹ der angestrebten (Mindest-)Umweltqualität für konkrete naturogene Umwelten.²²² Das heißt sie geben diejenigen Umweltverhältnisse an, die überindividuell als dauerhaft umweltgerecht bezeichnet werden. Eine derartige Festlegung schließt nicht aus, dass höhere Qualitäten von Umwelten erhalten oder entwickelt werden. Auf der anderen Seite lässt sie grundsätzlich eine Inanspruchnahme von Umwelt innerhalb der definierten Ziele zu. Gerade diese letztgenannte Möglichkeit der Ausschöpfung von Zielen und Standards ist bei der inhaltlichen Formulierung der Umweltqualitätszielkonzepte besonders zu beachten.²²³

Die Aufgaben der Methode Umweltbilanz bestehen (i) in einer präskriptiven Systematisierung der Zielebenen (Zielhierarchie) sowie (ii) in einem deskriptiv aus Kenntnissen über Referenzverhältnisse und ökologische Wirkungszusammenhänge abgeleiteten umweltwissenschaftlichen Kontext für die Zielformulierung. Die erstgenannte Aufgabe basiert auf der Abgrenzung und Definition der Zielebenen. Hierfür ist ein theoretischer Zugang unter Berücksichtigung der gesellschaftlichen Ebenen der Zielformulierung notwendig. Bei der zweiten, stärker inhaltlichen Aufgabe geht es um eine wissenschaftliche Fundierung der für die Zielfestlegung relevanten Sachverhalte. Hierzu sind auf der Grundlage von Expertenwissen und der zu erstellenden System- und Simulationsmodelle umweltwissenschaftlich relevante Informationen für die Begründung von Zielen bereitzustellen. Dabei ist die Kompatibilität medialer Ziele im Rahmen der Gesamtsysteme zu gewährleisten. Beide Aufgaben werden im Folgenden näher beschrieben.

Zielhierarchie

Umweltqualitätszielkonzepte basieren auf einer deduktiven²²⁴ Konkretisierung von grundlegenden gesellschaftlichen Werten oder Zielen zu operablen Zielen bzw. Zielgrößen. Auf diese Weise soll für konkrete Zustände eine Beurteilung der Zielerfüllung ermöglicht werden. Für diese schrittweise Spezifizierung werden für die Methode Umweltbilanz fünf Zielebenen differenziert (siehe Abb. 2.8). Die Zielebenen „primäre Ziele“ und „Leitlinien“ beziehen sich auf die allgemeinen Wert- und Zielbildungen von Gesellschaften. Für die Meso- bzw. Mikroskala des Anwendungsbereichs der Methode Umweltbilanz sind sie in der Regel als übergeordnete Vorgaben zu betrachten. Um so bedeuten-

²²¹ Diskussion und Setzung von Zielen durch die Gesellschaft werden im Weiteren als *Festlegung* bezeichnet. Hierbei wird es sich oftmals nicht um einfache, gerichtete Teilaufgaben innerhalb von Entscheidungsprozessen handeln, sondern um mehrfach zu durchlaufende Zyklen (Enquete-Kommission 1998: 42; für nationale Umweltziele).

²²² Diese Einordnung unterscheidet sich von Kühling (1997: 151), wonach Umweltqualitätszielkonzepte die Summe aus Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen darstellen. Eine derartige Subsummierung der wirkungs- und maßnahmenorientierten Zielkategorien unter der Gesamtbezeichnung „Umweltqualitätszielkonzept“ erscheint in Anbetracht der zuvor getroffenen Differenzierung zwischen Sollens- und Wollens-Zwecken und deren gravierenden Bedeutungsunterschiede in Entscheidungsprozessen (siehe Kap. 2.3.4.4) nicht hilfreich. Sofern eine zusammenfassende Benennung dennoch erforderlich ist, sollte unter Bezug auf die Systematik von Rehbinder (1997: 314) eher der Begriff *Umweltzielkonzept* verwendet werden.

²²³ Siehe Kap. 2.3.4.6.

²²⁴ In der Literatur der präskriptiven Entscheidungstheorie wird diesbezüglich auch von top-down-Verfahren gesprochen (Eisenführ & Weber 1999: 63).

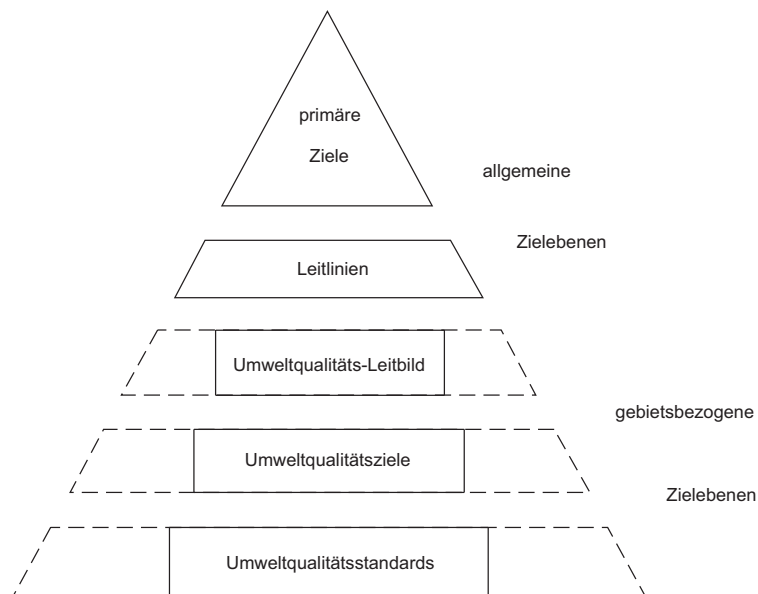


Abbildung 2-8: Zielpyramide von Umweltqualitätszielkonzepten der Methode Umweltbilanz

der ist deshalb das gebietsbezogene Leitbild. Es stellt einen ganzheitlichen, regionalisierten Rahmen für die nachgeordneten Umweltqualitätsziele und -standards dar.

Primäre Ziele

Die Deduktion von Zielen bedarf eines Anfangspunktes, an dem Werte oder Ziele nicht abgeleitet werden, sondern für sich bestehen. Nachdem in dieser Arbeit nicht von einer bestimmaren Endursache (causa finalis) des Seins²²⁵ ausgegangen wird, müssen solche Ziele höchster Ordnung durch die Gesellschaft *gesetzt* werden. In Anlehnung an Lehnes & Härtling (1997: 19) werden sie als *primäre Ziele* bezeichnet. Im Unterschied zur Definition der genannten Autoren als „oberste Prämissen der teleologischen und wertenden Argumentations- bzw. Begründungskette“ werden sie als *nicht rückführbare, allgemeine gesellschaftliche Setzungen von Prämissen* definiert. Damit soll insbesondere eine absolute Begriffsbedeutung unterstrichen werden, die nicht von der nachfolgenden Zielableitung abhängig ist.

In der Literatur werden für diese Zielebene auch die Begriffe „Fundamentalziele“²²⁶ (Eisenführ & Weber 1999: 60) und „Leitbild“ verwendet (z.B. SRU 1996: 1, Hübler & Weiland 1996, BUND & Misereor 1996: 24). Wie unten gezeigt werden wird, erscheint der Leitbild-Begriff für eine konkretere Zielebene besser geeignet und wird deshalb hier nicht im Zusammenhang mit Zielen höchster Ordnung verwendet.

²²⁵ Nach der Bewegungslehre von Aristoteles (vgl. Bischof 1986, Schanze 1988).

²²⁶ „Fundamentalziele“ werden um ihrer selbst willen verfolgt, wohingegen „Instrumentalziele“ daraus abgeleitete Teil- oder Unterziele darstellen (Eisenführ & Weber 1999: 56ff.).

Primäre Ziele können in unterschiedlichen gesellschaftlichen oder rechtlichen Dokumenten niedergelegt werden. Als wichtigste Grundsatz-Dokumente²²⁷ mit primären Zielen der Umweltvorsorge können für Deutschland die folgenden betrachtet werden:

- Dokumente der Konferenz der *Vereinten Nationen* für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro (Rio-Deklaration (BMU o.J.: 41ff.), Konvention über die Biologische Vielfalt (ebd.: 23ff.), Klimarahmenkonvention (ebd.: 5ff.))
- Artikel 130r Vertrag zur Gründung der *Europäischen Gemeinschaft*
- Artikel 20a Grundgesetz für die *Bundesrepublik Deutschland*

Eine systematische Untersuchung der darin enthaltenen primären Ziele konnte in der Literatur nicht gefunden werden. Der SRU (1998: Tz. 86) gibt als „übergeordnete umweltpolitische Zielvorstellung“ bezogen auf das Nachhaltigkeitskonzept der Agenda 21 „die globale Erhaltung und Verbesserung der Umweltqualität“ an. Lehnes & Härtling (1997: 29) sehen in den Grundsätzen 2, 3, 7, 8, 14 und 15 der Rio-Deklaration explizite und implizite umweltbezogene primäre Ziele. In der vorliegenden Arbeit wird nur dem Grundsatz 7 („Die Gesundheit und Unversehrtheit des Ökosystems Erde soll erhalten, geschützt und wiederhergestellt werden“) ein primäres Ziel zur anzustrebenden (Mindest-)Umweltqualität zugesprochen.

Die umweltbezogenen Angaben der übrigen Grundsätze lassen sich über dieses Ziel ableiten. Allerdings weisen Lehnes & Härtling zurecht auf die Notwendigkeit hin, dass der Begriff „Gesundheit“ inhaltlich zu präzisieren ist. Gleiches gilt für den Terminus „Unversehrtheit“²²⁸. Dieser Konkretisierungsbedarf dürfte allerdings für primäre Ziele konstitutiv sein und schränkt ihre Verwendbarkeit nicht ein. Vielmehr verdeutlicht er die Wertigkeit der „Ableitung“ nachfolgender Zielebenen.

Die von der Enquete-Kommission (1994) auf der Grundlage von Daly (1990: 2f.) und Pearce & Turner (1990: 43) formulierten und nach dem Gutachten des SRU (1994) im Abschlussbericht 1998 erweiterten ökologischen Grundregeln für die Nutzung natürlicher Ressourcen²²⁹ lassen sich wegen ihres gutachterlichen Charakters nicht als primäre Ziele bezeichnen. Wegen ihrer ökologischen Allgemeingültigkeit können sie dennoch zumindest als eine inhaltlich begrenzte Spezifizierung der genannten Ziele herangezogen werden. Die Regeln lauten (Enquete-Kommission 1998: 25; wörtliches Zitat):

1. Die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen soll deren Regenerationsrate nicht überschreiten. Dies entspricht der Forderung nach Aufrechterhaltung der ökologischen Leistungsfähigkeit, d.h. (mindestens) nach Erhaltung des von den Funktionen her definierten ökologischen Realkapitals.
2. Nicht-erneuerbare Ressourcen sollen nur in dem Umfang genutzt werden, in dem ein physisch und funktionell gleichwertiger Ersatz in Form erneuerbarer Ressourcen o-

²²⁷ Bei der Auswahl wurden nur die übergeordneten, rechtsverbindlichen Übereinkommen und Gesetze herangezogen. Eine systematische Erfassung der weiterführenden Rechtsvorschriften konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht geleistet werden. Hierbei wäre zudem zu prüfen, inwieweit beispielsweise bei abgeleiteten Gesetzen, Richtlinien und Verordnungen nicht bereits Abwägungen der Umweltbelange mit anderen Nachhaltigkeitsbereichen erfolgt sind.

²²⁸ „Unversehrtheit“ sollte auf keinen Fall mit „Unberührtkeit“ verwechselt werden. Vielmehr handelt es sich um einen veralteteten Begriff für Verletztsein, Beschädigtsein (Duden 1996: 799).

²²⁹ (einschließlich der damit verbundenen Stoffströme)

der höherer Produktivität der erneuerbaren sowie der nicht-erneuerbaren Ressourcen geschaffen wird.

3. Stoffeinträge in die Umwelt sollen sich an der Belastbarkeit der Umweltmedien orientieren, wobei alle Funktionen zu berücksichtigen sind, nicht zuletzt auch die „stille“ und „empfindliche“ Regelungsfunktion.
4. Das Zeitmaß anthropogener Einträge bzw. Eingriffe in die Umwelt muss im ausgewogenen Verhältnis zum Zeitmaß der für das Reaktionsvermögen der Umwelt relevanten natürlichen Prozesse stehen.
5. Gefahren und unvermeidbare Risiken für die menschliche Gesundheit durch anthropogene Einwirkungen sind zu vermeiden.

Leitlinien

Durch die Einführung primärer Ziele erscheint es sinnvoll, die nachfolgende Zielebene „Leitlinien“ gegenüber der in Kapitel 2.2.2.2 zitierten Definition enger zu fassen. Hierfür spricht, dass die von Jessel (1994a: 6) formulierten „allgemeinen Zielvorstellungen der Umweltpolitik“ zum Teil auch den primären Zielen zuzuordnen sind. Zu den Leitlinien werden deshalb nur diejenigen Ziele gerechnet, die bereits eine erste Ableitung aus den primären Zielen darstellen. Gegenüber den gebietsbezogenen Leitbildern (siehe unten) sind sie durch die von Jessel genannte, fehlende räumliche und sachliche Konkretisierung bestimmt.

Derartige allgemeine, aber bereits abgeleitete Ziele schlagen sich nicht alleine in politischen Programmen wie den „Leitlinien zur Umweltvorsorge“ (Bundesregierung 1986) nieder, sondern vor allem in internationalen Abkommen und nationalen Gesetzen und Verordnungen von Bund und Ländern (Peters 1994b: 155). Im Grunde basieren nur Letztere auf einer parlamentarischen Mehrheit und damit einem gesellschaftlichen Mandat. Die gebietsbezogenen konkreten Zielebenen haben sich deshalb an diesen rechtlichen Vorgaben zu orientieren und müssen sich inhaltlich in deren Rahmen bewegen. Dies schließt explizit nicht aus, dass die gebietsbezogenen Zielebenen höhere Anforderungen an die (Mindest-)Umweltqualität als die Leitlinien stellen. Eine ausnahmsweise Nichteinhaltung der rechtlichen Vorgaben ist ebenfalls denkbar. So kann aufgrund der naturräumlichen Verhältnisse oder deren irreversible Veränderung eine (Wieder-)Herstellung der vorgeschriebenen Verhältnisse ausgeschlossen sein.

Für die Methode Umweltbilanz wird folgende Definition verwendet: *Leitlinien sind abgeleitete, allgemeine (Umwelt-)Ziele, die in Form international, national und regional²³⁰ gesellschaftlich anerkannter Normen, vor allem Richtlinien, Gesetzen und Verordnungen, formuliert sind.* Bezogen auf Umweltqualitätszielkonzepte sind aus deutscher Sicht Leitlinien in den umweltrechtlichen Vorschriften der Europäischen Union, der Bundesrepublik Deutschland und der Bundesländer enthalten. Durch die derzeitige Struktur dieses Rechtsgebiets sind sie verschiedenen Fachgesetzen zu entnehmen.²³¹ Für Umwelt-

²³⁰ Hierunter werden für die förderative Struktur der Bundesrepublik Deutschland insbesondere Leitlinien der Bundesländer verstanden.

²³¹ Die von Dickhaut (1996: 47) vorgeschlagene Verwendung des Adjektivs „schutzgutbezogen“ wird insofern zumeist zutreffen; bei ganzheitlichen Rechtsbegriffen wie den „Wechselwirkungen“ kann sie aber eine unnötige Einengung der Definition bedeuten.

qualitätszielkonzepte sind aus Gründen der Nachvollziehbarkeit die einschlägigen Vorschriften je nach Abgrenzung des Umweltbegriffs eigens anzugeben.

Leitbild der Umweltqualität

Die Zielebene „Leitbild“ von Umweltqualitätszielkonzepten wird in der Literatur sowohl im Sinne von primären Zielen (SRU 1994: Tz. 101, UVP-Förderverein 1995: 5, SRU 1996: Tz. 1,) als auch als gebietsbezogene integrative Summe von Umweltqualitätszielen (Jessel 1994a: 6) verwendet. Daneben werden Leitbilder nach verschiedenen Konzepten auch ohne den Zusammenhang zu hierarchischen Zielsystemen in verschiedenen Fachwissenschaften beschrieben (DVWK 1996: 43, Bröring & Wiegleb 1999: 4).²³² Bei diesen Leitbildkonzepten stehen wie bei Jessel (1994a) gebietsbezogene, ganzheitliche Zielbeschreibungen im Vordergrund.

Für die Methode Umweltbilanz ergibt sich aus den zuvor genannten übergeordneten Zielebenen und in Anbetracht der mikro- bis mesoskaligen Betrachtungsebenen die Sinnfälligkeit, den Leitbild-Begriff ebenfalls gebietsbezogen, ganzheitlich und gesamt-räumlich aufzufassen. Zur Abgrenzung gegenüber gesellschaftlich abgewogenen Leitbildern (vgl. DVWK 1996: 43)²³³ wird das speziell auf die Umweltverhältnisse bezogene, fachliche Leitbild als „Leitbild der Umweltqualität (Umweltqualitäts-Leitbild, UQL)“ bezeichnet. Es wird als *ganzheitliche²³⁴ und gesamt-räumliche Vorstellung über die Verhältnisse²³⁵ mit einer angestrebten (Mindest-)Umweltqualität eines konkreten Bezugsraums* definiert. Dabei handelt es sich in der Regel um die Verhältnisse, die unter Berücksichtigung *zeitbezogener potenzieller natürlicher Verhältnisse* (zpnV) und irreversibler Restriktionen durch vorhandene Nutzungen als „dauerhaft umweltgerecht“ eingestuft werden.

Ein fiktives Beispiel für ein derartiges Leitbild lässt sich wie folgt formulieren: Naturnahes²³⁶ Standgewässer mit gewässertypischer Beschaffenheit, Wasserstandsdynamik und Struktur sowie naturraumtypischen Lebensgemeinschaften von Pflanzen und Tieren in und auf dem Gewässer, in den Verlandungsbereichen und an den Ufern.

Umweltqualitätsziele

Die aus dem Leitbild über die angestrebte (Mindest-)Umweltqualität abgeleiteten Ziele werden analog zu Fürst et al. (1992: 9f.)²³⁷ als *Umweltqualitätsziele (UQZ)* bezeichnet. Diese Zielebene dient einer (sub-)medialen inhaltlichen und gegebenenfalls teilräumlichen Konkretisierung des Leitbildes. Durch ihre sektorale Ausrichtung können bei ihrer

²³² Siehe Kap. 2.2.2.2.

²³³ Siehe Kap. 2.3.4.3.

²³⁴ Kohmann (1995: 565) schreibt: „Die Beschreibung des Leitbilds ist auf dieser Ebene holistisch, nicht nur quantitativ aufzählend, sondern durchaus verbal, Qualitäten beschreibend,“.

²³⁵ Entsprechend der generellen Erläuterung zu Zielen und Zielkriterien in Kap. 2.1 wird der Begriff hier einschließlich der Dynamik von Zuständen verstanden. In Übereinstimmung mit Bröring & Wiegleb (1999: 6) werden damit innerhalb einer stationären Beschreibung von Leitbildern auch spezifische Schwankungsamplituden und -periodizitäten eingeschlossen.

²³⁶ Vgl. hierzu Haber (1993: 72).

²³⁷ (bzw. der unter Verwendung dieses Begriffs nachfolgend erschienenen umfangreichen Literatur)

Begründung konkrete Regelungen von Fachgesetzen als übergeordnete Leitlinien von Bedeutung sein. Gegenüber den quantitativen Standards gewährleistet ihre allgemeinere Formulierung die Einbeziehung von nicht quantifizierbaren, sozusagen unscharfen Zielaspekten (Summerer 1988: 11). Dazu sind einerseits die spezifischen naturräumlichen Gegebenheiten der zu betrachtenden Umwelten hinsichtlich der als dauerhaft umweltgerecht einzustufenden Qualität sachlich und räumlich zu beschreiben.²³⁸ Andererseits ist bei dieser inhaltlichen Präzisierung eine weiterführende Berücksichtigung der gesetzlichen Vorgaben (Leitlinien) notwendig.

Entsprechend den Erläuterungen unter Kapitel 2.3.4.1 enthalten Umweltqualitätsziele „sowohl naturwissenschaftliche als auch gesellschaftlich-ethische Elemente“ (Claussen et al. 1996: 7, UBA 1999: 5). Ihre Bestimmung erfolgt für die (sub-)medialen²³⁹ Kompartimente eines Umweltsystems.²⁴⁰ Ihre Darstellung soll aus Gründen der gesellschaftlichen Abstimmung und Festlegung verbal-argumentativ und in allgemein verständlicher Sprache erfolgen.

Zusammenfassend werden Umweltqualitätsziele aus dem Kontext der Methode Umweltbilanz wie folgt definiert: *(unter Beachtung²⁴¹ rechtlicher Vorgaben) zu einem bestimmten Zeitpunkt allgemein verständlich formulierte und unter fachlicher Abstimmung gesellschaftlich festgelegte Ziele über die sachlich und (gesamt)räumlich dauerhaft angestrebte (Mindest-)Qualität von Kompartimenten der naturogenen Umwelt.*²⁴²

Nach dieser Definition unterliegen Umweltqualitätsziele keiner Abwägung mit ökonomischen und soziokulturellen Belangen und haben keinen Maßnahmenbezug. Sie bezie-

²³⁸ Der zeitliche Aspekt wird bewusst nicht genannt, da von dauerhaft anzustrebenden Verhältnissen ausgegangen wird.

²³⁹ Die Vorsilbe „sub“ wird verwendet, um auch solche Ziele einzuschließen, die sich nicht auf ganze Umweltmedien, sondern lediglich auf einzelne Prozess- und Strukturkomplexe beziehen.

²⁴⁰ Die vom UBA (1996: 7) verwendete Formulierung „Mensch und/oder Umwelt“ bzw. „Mensch oder Umwelt“ (UBA 1999: 5) erscheint in Anbetracht des o.g. Umweltbegriffs und der Bezeichnung Umweltqualität nicht überzeugend. Nach der hier vertretenen Ansicht sollten als Umweltqualitätsziele nur diejenigen Ziele benannt werden, die einer grundlegenden Vorsorge der Umwelt des Menschen dienen. Ziele zu objektbezogenen räumlichen Expositionen des Menschen wären eher dem Gesundheitsschutz, der Wohnqualität etc. zuzuordnen. Ansonsten könnte beispielsweise auch der Bau von Deichen als Verbesserung der Umweltqualität gefordert werden, obwohl sich hinreichend gezeigt hat, dass diese Maßnahme im Binnenland die Voraussetzungen für einen vorsorgenden Hochwasserschutz nur bedingt leistet. Konflikte zwischen Umweltvorsorge (z.B. potenziell natürliche Abflussverhältnisse aufgrund landschaftlichem Rückhalt) und Nutzungen (z.B. Bebauung in Überschwemmungsgebieten) müssten dann bei der Aufstellung von Umweltqualitätszielen ausgetragen werden. Diese würden nicht dem zuvor formulierten Zweck von Umweltqualitätszielkonzepten entsprechen. Demgegenüber kann die Notwendigkeit für eine Abwägung zwischen Schutzgütern nicht ausgeschlossen werden.

²⁴¹ Mit *Beachtung* wird hier auf die Notwendigkeit der fachlichen Reflexion der einschlägigen Rechtsvorschriften hingewiesen. Wie in Kap. 2.3.4.2 bereits angesprochen, kann es sich dabei jedoch in der Regel nicht um eine *Berücksichtigung*, d. h. in diesem Falle um eine Übernahme handeln.

²⁴² Im Gegensatz zum Verständnis des SRU (1987: Tz. 79.) als „... von der Bevölkerung der einzelnen Gruppen gewünschte Umweltqualität ...“ steht Letztere nach der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro 1992 nicht mehr in einem Kontext von einem Wollen verschiedener gesellschaftlicher Gruppen, sondern von gesellschaftlichem Sollen im Hinblick auf die primären ökologischen Ziele von Nachhaltigkeit (siehe Kap. 2.3.4.1).

hen sich alleine auf die Beschreibung dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse. Inhaltlich sollen sie aus dem Zielrahmen des Leitbildes auf diejenigen ökologischen Aspekte ausgerichtet sein, die sich aus der wirkungsanalytischen Abbildung der zu betrachtenden Umwelten als wesentlich erweisen. Aus diesem Grund sollten vor der Formulierung der Umweltqualitätsziele die Indikatoren eines Umweltsystems bekannt sein.²⁴³ – Ein Beispiel für ein Umweltqualitätsziel ist die dauerhafte Stabilisierung der Nährstoffverhältnisse eines Standgewässers auf einem gewässer- und naturraumtypischen Niveau.

Umweltqualitätsstandards

Nachdem Umweltqualitätsziele für eine Bewertung nicht operabel sind, bedürfen sie einer Präzisierung bis auf die Ebene messbarer Indikatoren.²⁴⁴ Dazu werden im Rahmen der Methode Umweltbilanz für die Indikatoren der Systemmodelle (Zielgrößen)²⁴⁵ Mindestausprägungen (Zielkriterien) formuliert. Diese Ausprägungen werden im Weiteren in Übereinstimmung mit Fürst et al. (1992: 11) und SRU (1994: Abb. I.5) als *Umweltqualitätsstandards (UQS)* bezeichnet.

Ihre Definition wird in der vorliegenden Arbeit allerdings im Sinne der verwendeten Zielkategorisierung präziser gefasst: Sie werden verstanden als *(unter Beachtung rechtlicher Vorgaben) zu einem bestimmten Zeitpunkt in fachlicher Abstimmung gesellschaftlich festgelegte, sachliche und (gesamt)räumliche (Mindest-)Ausprägungen von immissionsseitigen Indikatoren der naturogenen Umwelt zur Operationalisierung von Umweltqualitätszielen.*²⁴⁶ Die Festlegung solcher Ausprägungen bezieht sich nicht wie bei Fürst et al. auf die Bestimmung der Schutzwürdigkeit oder Belastung, sondern alleine auf die angestrebten Verhältnisse von naturogenen Umwelten.²⁴⁷

Über die Bezugnahme auf die Indikatoren der Systemmodelle sind die Umweltqualitätsstandards die maßgebliche Schnittstelle zwischen der wirkungsanalytischen und der normativen Dimension der Methode Umweltbilanz. Gegenüber den veränderlichen Ausprägungen der Indikatoren der Systemmodelle führen Umweltqualitätsstandards zu diskreten Schwellenwerten für die anzustrebenden Umweltverhältnisse. In einigen Untersuchungen werden statt diskreter Schwellen der (Mindest-) Umweltqualität Wertebereiche vorgeschlagen (u.a. Blume 1999: 93).²⁴⁸

Wenngleich hier grundsätzlich die Problematik der diskreten Inwertsetzung von Umweltzielen anerkannt wird, sollen für die Methode Umweltbilanz aus Gründen der Eindeutigkeit der Zielfestlegung und damit verbunden der Verifizierbarkeit der Zieler-

²⁴³ Vgl. SRU (1994: Tz. 182), wonach Umweltqualitätsziele zu entwickeln sind, die sich an „naturwissenschaftlich begründeten Grenzen für Stoffeinträge und strukturellen Veränderungen orientieren.“

²⁴⁴ Siehe Kap. 2.2.2.2.

²⁴⁵ Siehe Kap. 2.1.

²⁴⁶ Zu Vorschlägen zur rechtlichen Verbindlichkeit von Umweltqualitätsstandards siehe Kap. 2.3.4.6.

²⁴⁷ In diesem Sinne äußern sich auch Kerner et al. (1991). Bezogen auf die in Kap. 2.3.1.1 genannten Indikatoren-Ansätze stellen Umweltqualitätsstandards nach der hier vertretenen Auffassung State-Indikatoren dar. – Zur Möglichkeit, bei fehlender Beschreibbarkeit von Umweltqualitätsstandards Umwelthandlungsstandards aufzustellen, siehe Kap. 2.3.4.3.

²⁴⁸ Als mathematisch formalisierte Wertebereiche sind auch die bei multiattributiven Bewertungsmethoden verwendeten Zielfunktionen einzustufen (vgl. z.B. Poschmann et al. 1998).

reichung in erster Linie diskrete Zielkriterien verwendet werden.²⁴⁹ Dies schließt die Angabe von Mindest- und Maximalwerten für dieselben Indikatoren ein. Für die Vermeidung von Wertebereichen sprechen auch Erfahrungen aus der vorliegenden Untersuchung²⁵⁰, bei der diskrete Werte durchwegs plausibler abgeleitet werden konnten.

Die für die Methode Umweltbilanz verwendeten Umweltqualitätsstandards werden wie folgt in das Spektrum der umweltfachlichen und -rechtlichen Kategorien von Zielkriterien eingeordnet: Im Hinblick auf ihr sachliches Schutzniveau sollen sie über eine Gefahrenabwehr hinausgehen und auf eine Umweltvorsorge ausgerichtet sein. Diese Auffassung nimmt Bezug auf die oben aus der Deklaration von Rio (BMU 1992) entnommenen primären Ziele.²⁵¹ Sie gehen über die Gefahrenabwehr hinaus und bringen einen vorsorgenden Schutz der Umwelt zum Ausdruck.²⁵²

Vom SRU (1987: Tz. 102) werden solche Standards als „Schutzstandards“ bezeichnet.²⁵³ Kühling (1997: 163) unterscheidet demgegenüber präventive „Schutzstandards“ von prophylaktischen „Vorsorgestandards“ und akzeptiert nur für Letztere eine Vorsorgefunktion (siehe Abb. 2.9). Für Umweltqualitätszielkonzepte im Sinne dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse erscheint diese Differenzierung relevant und die letztgenannte Kategorie maßgeblich.

Hinsichtlich der rechtlichen Verbindlichkeit werden Umweltqualitätsstandards als „gesellschaftliche Orientierungswerte“ verstanden. Damit soll zum Ausdruck gebracht werden, dass sie im Rahmen der Methode Umweltbilanz innerhalb der von Kloke (1987) formulierten Gradienten zunehmender Verbindlichkeit der Umweltqualitätsnormen²⁵⁴ von

²⁴⁹ In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass die Forderung nach Toleranzbreiten von Umweltstandards zumeist im Rahmen der Diskussion nationaler Umweltstandards erhoben wird. Auf diese Weise sollen regionale Unterschiede in den naturräumlichen Verhältnissen berücksichtigt werden. Diese Regionalisierung wird mit dem in der vorliegenden Arbeit formulierten Ansatz bereits vorgenommen (vgl. Fürst et al. 1992: 229).

²⁵⁰ Vgl. Kap. 3.4.4.

²⁵¹ Im Gegensatz zu Grundsatz 7 ist der Grundsatz 15 – obgleich dort explizit von einem „Vorsorgegrundsatz“ die Rede ist – inhaltlich eher im Sinne einer Maßgabe zur Gefahrenabwehr (Schutzprinzip) zu interpretieren. Er lautet: „Zum Schutz der Umwelt wenden die Staaten im Rahmen ihrer Möglichkeiten weitgehend den Vorsorgegrundsatz an. Drohen schwerwiegende oder bleibende Schäden, so darf ein Mangel an vollständiger Gewissheit kein Grund dafür sein, kostenwirksame Maßnahmen zur Vermeidung von Umweltverschlechterungen aufzuschieben“ (BMU 1992: 46).

²⁵² In diesem Sinne äußert sich auch der SRU (1994: 48). Danach gewinnt das Vorsorgegebot „als handlungsleitendes umweltpolitisches Prinzip seine umfassende Begründung und Ausrichtung aus dem Leitbild der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung“.

²⁵³ „Schutzstandards sind an bekannten, vermuteten oder auch nach Plausibilitäts Gesichtspunkten eingeschätzten Schädlichkeitsschwellen ... orientiert; hinzu tritt ggf. ein kalkulierter Sicherheitsabstand, der den Schutzwall leicht, erheblich und sogar um Größenordnungen vor die Schädigungsgrenze vorverlegen kann“ (SRU 1987: Tz. 102). Im Gegensatz dazu richten sich Vorsorgestandards „primär an der Vermeidbarkeit von Emissionen“ (SRU 1987: Tz. 105).

²⁵⁴ Hier als Überbegriff gebraucht und deshalb ungleich der Verwendung in der WRRL bzw. § 3 Nr. 6 der nationalen MusterVO (LAWA 2002c) zu deren Umsetzung.

Toleranzgrenzen, Diskussionswerten, Orientierungswerten, Richtwerten und Grenzwerten als *Orientierungswerte*²⁵⁵ eingeordnet werden, die gesellschaftlich abgestimmt sind.

Die für Orientierungswerte von Kloke (1987) vorgesehene gutachterliche Qualität soll auf diese Weise einerseits gewahrt werden. Andererseits gilt es diese Empfehlungen über den Kreis der (beauftragten) Wissenschaftler und Experten hinaus einem öffentlichen Diskurs zu unterziehen. Dabei wird angenommen, dass gerade bei mesoskalierten²⁵⁶ Umwelten die Orts- und Problemkenntnisse von Entscheidungsträgern, Betroffenen und deren fachlichen Vertretungen zu einer Qualifizierung von Umweltqualitätsstandards führen können.

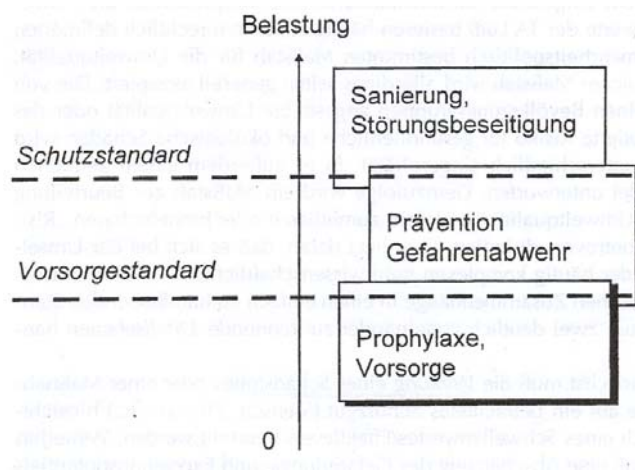


Abbildung 2-9: Kategorien von Umweltqualitätsstandards in Abhängigkeit von der Belastung (Kühling 1997: 163)

Im Ergebnis wird für einen Entscheidungsprozess eine einvernehmliche Festlegung inhaltlich aufeinander abgestimmter Umweltqualitätsstandards angestrebt. Diese Einigung soll durch den gutachterlichen Rechtsstatus als Orientierungswert erleichtert werden.²⁵⁷ Bezogen auf die vom SRU (1996: Tz. 728) unterschiedenen Typen rechtlicher Verbindlichkeit sind diese Standards im Rahmen der Methode Umweltbilanz als „halbstaatliche Umweltstandards“ einzustufen. Sie gehören mit privaten Umweltstandards zu den nicht-hoheitlichen Umweltstandards. Der SRU bezeichnet sie als „Werte, die von

²⁵⁵ Nach Kloke (1987: Abb. 4) sind Orientierungswerte „von Fachwissenschaftlern für Gremien, Kommissionen, Verbände, Behörden vorgeschlagen“. Die ARL (1987: 9) spricht von Vorgaben, die von einer Gruppe von Wissenschaftlern oder einem rechtlich legitimierten Gremium von Wissenschaftlern getragen werden. Fürst et al. (1992: 28) kommen auf Basis der vorgenannten Definitionen zu der Formulierung „empfehlende Standards, die von einer Gruppe von Fachleuten vorgeschlagen werden“. In der vorliegenden Arbeit werden die weiter gefassten „gesellschaftlichen Orientierungswerte“ als *empfehlende Standards verstanden, die von einer Gruppe von Fachleuten vorgeschlagen und durch Beteiligte an einem planerischen Verfahren gesellschaftlich abgestimmt werden*.

²⁵⁶ In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass die rechtliche Diskussion über Umweltqualitätsziele bisher in erster Linie auf die Aufstellung nationaler Umweltqualitätsstandards ausgerichtet war.

²⁵⁷ Fürst et al. (1992: 240) fordern in diesem Sinne, „den Handlungsspielraum für die Setzung von Umweltqualitätszielen nicht ohne Not dadurch einzuengen, dass den Umweltqualitätsstandards ein zu hoher Verbindlichkeitsgrad zugeordnet wird.“

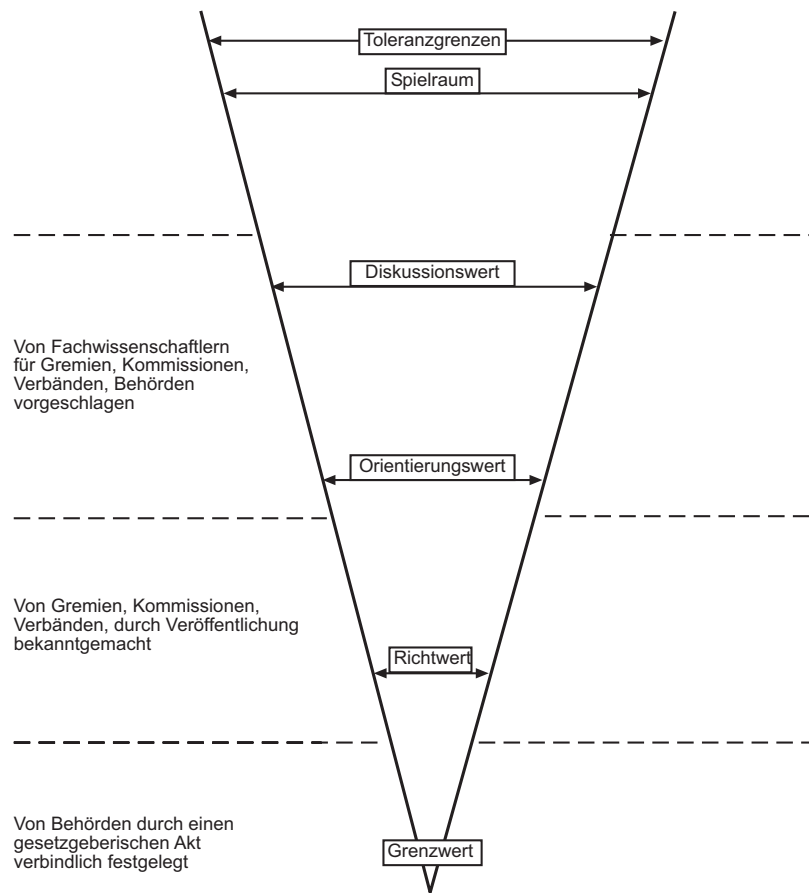


Abbildung 2-10: Ebenen unterschiedlicher Verbindlichkeit von Schwellenwerten zur Umweltqualität nach Kloke (1987; verändert)

Zusammenschlüssen von Trägern öffentlicher Aufgaben, öffentlich-rechtlicher Sachverständigengremien und vergleichbarer Einrichtungen empfohlen werden“ (ebd.).²⁵⁸

Wegen ihrer Ausrichtung auf dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse werden Umweltqualitätsstandards in der Regel gegenüber gesellschaftlich abgewogenen, rechtlichen Umweltstandards (z.B. Richt- und Grenzwerte) höhere Anforderungen an die Umweltqualität stellen (vgl. Kühling 1997: 161, 164).²⁵⁹ Sie haben damit auf der hier fokussierten mesokalen Ebene untergesetzlichen Charakter.

²⁵⁸ Weitere Angaben zur vorgesehenen rechtlichen Verbindlichkeit von Umweltqualitätszielkonzepten gegenüber Umwelthandlungszielkategorien siehe in Kap. 2.3.4.3.

²⁵⁹ In Ausnahmefällen, in denen gesetzliche Normen aus sachlichen Gründen bei der Aufstellung von Umweltqualitätszielkonzepten nicht eingehalten werden können, ist auf Letztere ergänzend hinzuweisen.

Umweltwissenschaftliche Begründungszusammenhänge

Für die materiell-inhaltliche Ausgestaltung der konkreten Zielebenen von Umweltqualitätszielkonzepten sind umweltwissenschaftliche Erkenntnisse über gebietsbezogene Umweltverhältnisse und über ökologische Wirkungszusammenhänge erforderlich.²⁶⁰ Sie werden im Rahmen der Methode Umweltbilanz als gutachterlicher Beitrag verschiedener Disziplinen verstanden. Im Folgenden werden für unterschiedliche Kategorien von Begründungszusammenhängen die Möglichkeiten und Grenzen umweltwissenschaftlicher Erkenntnisse aufgezeigt. Daraus lassen sich gesellschaftliche Interpretationsspielräume erkennen und dementsprechend der Bedarf für eine Offenlegung der umweltwissenschaftlichen Ergebnisse, deren gesellschaftliche Diskussion und abschließende Festlegung als normativer Orientierungsrahmen ableiten. Nur über diese Kombination von umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen und gesellschaftlichen Festlegungen erscheint eine sachlich adäquate und gesellschaftliche Geltung beanspruchende Formulierung von Zielkonzepten erreichbar.

Bei der umweltwissenschaftlichen Untersuchung von zielrelevanten Erkenntnissen lassen sich grundsätzlich unterscheiden:

1. die Beschreibung „potenzieller natürlicher“ Verhältnisse für konkrete Naturräume, die unter Berücksichtigung irreversibler Restriktionen *vorhandener* Nutzungen als Umweltqualität angestrebt werden können und
2. die Analyse von ökologischen Wirkungszusammenhängen zur Ableitung von Wirkungsschwellen²⁶¹

Der Bezugnahme auf *potenzielle natürliche Verhältnisse* liegt ein konservativer Ansatz für die Bestimmung dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse zugrunde. Er geht davon aus, dass mit Ausnahme irreversibler Umweltveränderungen und vorhandener nutzungsbedingter Restriktionen die naturräumlichen Verhältnisse als Bewertungsgrundlage herangezogen werden.

Im Gegensatz dazu geht es bei den *Wirkungsschwellen* um die Formulierung von maximal vertretbaren Stoffeinträgen bzw. (strukturellen) Umweltveränderungen (WBGU 1994: 61). Sie sind immissionsorientiert, gehen allerdings von einer grundsätzlich abschätzbaren, begrenzten Einwirkungstoleranz von Umweltmedien aus. Bei ihrer Bemessung stehen die Effekte vor allem artifizierender oder anthropogener kumulierter (toxikologischer) Stoffe bzw. strukturelle Einwirkungen im Vordergrund. Der untersuchungstechnische Aufwand und der Stand der Wirkungsforschung bedingen bisher, dass solche Schwellenwerte nur für größere Gebiete (ebd.), Ökosystemtypengruppen oder kleinräumige Untersuchungsflächen angegeben werden können.²⁶² Wissensdefizite erstrecken sich insbesondere auf die Einbeziehung der naturraumspezifischen, nutzungs geschichtlichen Verhältnisse sowie des Faktors Zeit (SRU 2000: Tz. 102).

²⁶⁰ Fürst et al. (1992: 226) sprechen dahingehend von einem „Ableitungszusammenhang“.

²⁶¹ Die von Bader & Baccini (1996: 302) verwendete Gegenüberstellung von geogenen Verhältnissen und toxikologischen Belastungen erscheint speziell für die Belastungsgrenzen unpräzise, da Belastungsgrenzen nicht alleine aus toxikologischen Gründen, sondern auch im Hinblick auf die Funktionsfähigkeit von Umwelten definiert werden können. Der WBGU (1994: 61) spricht dahingehend (für den Boden) von solchen Zuständen als kritisch, „bei denen eine Überlastung des Systems auftritt“.

²⁶² Näheres siehe unten.

Nachdem der naturräumliche Ansatz eher die Gebietspezifität, die Wirkungsschwellen eher die Medien- und Stoffspezifität fokussieren, ist von einer ergänzenden Funktion beider Ansätze auszugehen. Ersterer ist auf die Angabe ganzheitlicher Verhältnisse mit geringer anthropogener Beeinflussung für abgegrenzte Umwelten ausgerichtet. Letzterer gibt für einzelne Indikatoren die maximal zulässige Belastung an.

Umweltqualität aufgrund naturräumlicher und nutzungsbedingter Verhältnisse

Bei der Formulierung von Umweltqualitätszielkonzepten auf der Basis von naturräumlichen Verhältnissen liegt die Auffassung zugrunde, dass eine vom Menschen nicht oder nur gering beeinflusste naturogene Umwelt als dauerhaft umweltgerecht eingestuft werden kann. Diese Annahme ist insoweit plausibel, als ein Minimum anthropogener Einwirkungen naturbetonte²⁶³ Verhältnisse ermöglicht. Ihre Vorsorgeorientierung ist sehr weitreichend. Anstatt einer Bestimmung von Grenzen der Belastbarkeit sind sie auf eine weitestgehende Beschränkung von Belastungen bis zu deren völliger Vermeidung ausgerichtet. Risiken durch mangelnde Kenntnisse über die Auswirkungen von anthropogenen Beeinflussungen sollen dadurch weitgehend ausgeschlossen werden.

Durch die Betrachtung konkreter Naturräume können mit diesem Ansatz die jeweiligen gebietsbezogenen Eigenheiten der naturogenen Umwelt berücksichtigt werden. Statt der generalisierenden Beschreibung von Umweltkompartimenten ist eine Bezugnahme auf deren spezifische Beschaffenheit möglich. Auf dieser Grundlage lassen sich auch Veränderungen durch örtliche oder globale Entwicklungen wie beispielsweise die fortwährende Evolution von Arten und der anthropogen verstärkte Wandel des globalen Klimas einbeziehen.

Die naturräumliche Herangehensweise kann allerdings keine Auskunft darüber geben, in welchem Maße unvermeidbare graduelle anthropogene Beeinflussungen noch als dauerhaft umweltgerecht bezeichnet werden können. Dies ist für die vom Menschen genutzten Landschaften von Bedeutung, in denen eine vollständige Rückführung der Umweltbeeinflussung größtenteils ausgeschlossen ist. Um dieser Einschränkung des Ansatzes Rechnung zu tragen, können Restriktionen durch vorhandene Nutzungen in den naturräumlichen Ansatz mit einbezogen werden.²⁶⁴ Eine Begründung von tolerablen Einwirkungen kann jedoch auch dadurch nicht abgeleitet werden. Insofern bleibt der Ansatz selbst mit dieser Erweiterung von dem Axiom bestimmt, dass dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse durch eine weitestgehende Annäherung an die naturräumlichen Verhältnisse erreicht werden können.

Für eine Begründung der (Mindest-)Umweltqualität über die naturräumlichen Verhältnisse ergeben sich drei Kernfragen:

- Welche gebietsbezogenen Gegebenheiten sind unter heutigen naturräumlichen Bedingungen ohne den Einfluss des Menschen als potenziell natürlich zu bezeichnen?
- Welche Restriktionen ergeben sich durch die vorhandenen anthropogenen Nutzungen?

²⁶³ Der Begriff „naturbetont“ wird hier als Überbegriff der Natürlichkeitsgrade „natürlich“ bis „halbnatürlich“ entsprechend Haber (1993: 72f.) verwendet.

²⁶⁴ Näheres siehe unten.

- Welche durch die Nutzungsgeschichte entstandenen Besonderheiten der naturogenen Umwelt sollen ggf. erhalten werden?

Eine eingehendere Diskussion der ersten Frage erfolgte auf dem Gebiet der Vegetationsökologie. Ellenberg (1996: 111) definiert unter Bezug auf Tüxen (1956) als „heutigen „potenziellen natürlichen“²⁶⁵ Zustand der Vegetation ... das Artengefüge, das sich unter den gegenwärtigen Umweltbedingungen ausbilden würde, wenn der Mensch überhaupt nicht mehr eingriffe und die Vegetation Zeit fände, sich bis zu ihrem Endzustand zu entwickeln“.

Auch in der Wasserwirtschaft findet ein ähnliches Konzept Verwendung. Als „heutiger potenzieller natürlicher Zustand (hpnZ)“ wird ein Gewässerzustand bezeichnet, „... der (sich) unter heutigen klimatischen Verhältnissen und unter dem Einfluss einer naturnahen Waldlandschaft einstellen würde“ (LfU 1995 zitiert in Hamm 1998: 16). Ohne fachwissenschaftliche Spezifizierung, ohne den statischen Begriff „Zustand“²⁶⁶ sowie unter Berücksichtigung der zeitlichen Abhängigkeit der Einstellung der anthropogenen Einwirkungen wird im Weiteren allgemein von *zeitbezogenen potenziellen natürlichen Verhältnissen (zpnV)* gesprochen. Darunter werden *diejenigen naturräumlichen Verhältnisse verstanden, die sich voraussichtlich nach einer zeitbezogen angenommenen Beendigung der Einflussnahme des Menschen bis zum Beginn des alleinigen Wirkens der naturgesetzlichen Prozesse einstellen würden.*²⁶⁷

Um diese zeitbezogenen potenziellen natürlichen Verhältnisse abschätzen zu können, ist in der Regel der Rückgriff auf Referenzzustände erforderlich. Von diesen ausgehend sind irreversible Veränderungen durch den Wandel der naturogenen Umwelt wie auch die Einflussnahme durch den Menschen zu ermitteln. Auf dieser Grundlage können die zweite Frage nach den Restriktionen durch vorhandenen Nutzungen und die dritte Frage nach den nutzungsgeschichtlichen Besonderheiten behandelt werden. Beide gehen über die Abschätzung der natürlichen Potenziale hinaus. Erstere befasst sich mit Einschränkungen bei der Erreichung der potenziellen natürlichen Verhältnisse, welche sich aus den vorhandenen Nutzungen ergeben. Zweitere fokussiert Gegebenheiten, die über die Herstellung der potenziellen natürlichen Verhältnisse hinaus erhalten werden sollen.

Die genannten Einzelaspekte lassen sich als Schritte für die naturräumliche Begründung der angestrebten (Mindest-)Umweltqualität auffassen. Sie werden im Weiteren anhand der Zielebene Leitbild detaillierter dargestellt (siehe Abb. 2.11). Sie gelten darüber hinaus auch für die nachgeordneten Zielebenen. Bei der Darstellung wird im Einzelnen auf die Abgrenzung zwischen umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen²⁶⁸ und gesellschaftlicher Festlegung eingegangen.

²⁶⁵ (Anführungszeichen im Original)

²⁶⁶ Wie in Kap. 2.1 erwähnt, wird von einer natürlichen Schwankungsamplitude ausgegangen, weshalb auf den statischen Begriff „Zustand“ verzichtet wird.

²⁶⁷ Neben dem Zeitraum für die Entstehung von Verhältnissen, bei denen die Einflussnahme durch den Menschen „abgeklungen“ ist (bezogen auf Pflanzengesellschaften ist dies die Zeitspanne, die bis zum Einstellen der Klimaxgesellschaften (vgl. Ellenberg 1986: 76f.) vergeht), spielt grundsätzlich auch die sich während dieser Zeit vollziehende Entwicklung u. a. durch den natürlichen und anthropogenen Globalen Wandel eine Rolle. Dahingehend sind entsprechende Annahmen zu treffen.

²⁶⁸ U.a. V. Haaren (1991: 30) und Kühling (1997: 173) weisen zurecht darauf hin, dass diese Erkenntnisse entsprechend den wissenschaftlichen Innovationen einem Wandel unterliegen und deshalb immer nur von einer befristeten Gültigkeit sind.

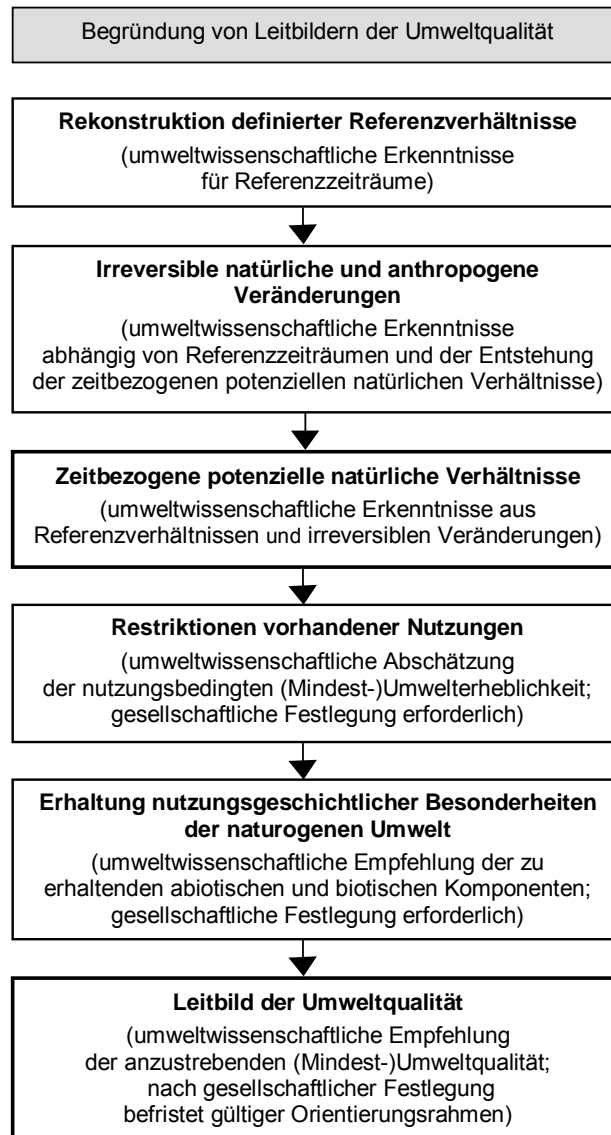


Abbildung 2-11: Schritte zur Begründung von Leitbildern der Umweltqualität

A. Rekonstruktion definierter Referenzverhältnisse

Bei der Ermittlung der zeitbezogenen potenziellen natürlichen Verhältnisse lassen sich zeitlich retrospektive von räumlich vergleichenden Referenzverhältnissen unterscheiden. Ein Beispiel für erstere sind unmittelbar nacheiszeitliche Gegebenheiten²⁶⁹, bei denen der Mensch als Jäger und Sammler weitgehend in den Naturhaushalt integriert war (Küster 1996: 68). Für einen räumlichen Vergleich können rezente

²⁶⁹ Nach Küster (1996: 49, 59) hatten sich zur Zeit des Übergangs vom Erdzeitalter Pleistozän (Spätglazial) ins Holozän (Postglazial) vor ca. 10.000 Jahren die für die nachfolgende Boden- und Vegetationsentwicklung maßgeblichen und in etwa (!) heutigen Klimabedingungen eingestellt.

Landschaften herangezogen werden, die durch eine geringe Nutzungsintensität geprägt sind (z.B. naturnahe Laubmischwaldgebiete). Insgesamt ist eine Bezugnahme auf vom Menschen nicht oder nur gering veränderte naturräumliche Gegebenheiten wegen des Ausmaßes der anthropogenen Einflussnahme auf weite Teile der globalen naturogenen Umwelt schwierig. Dies gilt insbesondere auch für mitteleuropäische Landschaften.²⁷⁰

Auf die Problematik der Auswahl geeigneter Referenzverhältnisse wird nicht nur in der umweltwissenschaftlichen Literatur vielfach hingewiesen (z.B. v. Haaren 1991: 30, Fisahn 1997: 224). Danach ist offenkundig, dass mit Hilfe von wissenschaftlichen Begründungen a priori gültige Referenzverhältnisse nicht gefunden werden können. Aus dem Spektrum möglicher Referenzen erscheinen allerdings nur solche historischen oder räumlich vergleichenden Verhältnisse geeignet, die durch eine möglichst geringe anthropogene Beeinflussung gekennzeichnet sind.²⁷¹ Aus Gründen der Datenverfügbarkeit können dabei eventuell auch verschiedene Referenzverhältnisse für die Ableitung eines gebietsbezogenen Leitbilds herangezogen werden. Voraussetzung hierfür ist, dass die gewonnenen sektoralen Erkenntnisse nicht sich widersprechende Systemkonstellationen ergeben.

Nach der hier vertretenen Auffassung stellen die Referenzverhältnisse nur ein Mittel zur Bestimmung der auf die Gegenwart oder andere Zeitpunkte bezogenen potenziellen natürlichen Verhältnisse dar. Im Vordergrund steht die umweltwissenschaftliche Beschreibung der Verhältnisse ohne menschliche Einflussnahme. Ihre Auswahl hat deshalb nicht die Tragweite einer Normensetzung und sollte folglich in erster Linie nach heuristischen Gesichtspunkten²⁷² erfolgen. Da eine gesellschaftliche Abstimmung und Festlegung bei der weiterführenden Leitbildfindung vorgesehen ist, kann sie sich bei diesem ersten Schritt auf die Offenlegung der Auswahl der Referenzzeitpunkte bzw. Referenzräume beschränken.

B. Irreversible natürliche und anthropogene Veränderungen

Gegenüber retrospektiven Referenzzeiträumen ist bei der Ermittlung der potenziellen natürlichen Verhältnisse für gegenwärtige Zustände der naturogenen Umwelt von Veränderungen auszugehen, die sich sowohl aus der Entwicklung der naturogenen Umwelt als auch durch zurückliegende Nutzungen des Menschen ergeben. Im Hinblick auf eine angenommene wiederentstehende „Natürlichkeit“ sind dabei nur solche Veränderungen relevant, die sich nach Beendigung der anthropogenen Einflussnahme nicht regenerieren und insofern irreversibel sind.²⁷³

²⁷⁰ Pusch & Garcia (2002: 115) sprechen deshalb davon, dass für die Formulierung des Referenzzustands der Elbe naturnahe Teilaspekte der Elbe und anderer europäischer Flüsse zusammengesetzt werden müssen.

²⁷¹ Dies wird überwiegend für historische Zustände von Kulturlandschaften, bei denen es sich um das Ergebnis bestimmter kulturgeschichtlicher Nutzungsformen (vgl. v. Haaren 1988) handelt, nicht gelten. Näheres dazu siehe unten.

²⁷² Im Vordergrund steht die vom Stand der Wissenschaft abhängige Analysierbarkeit der naturogenen Umwelt zum Referenzzeitpunkt.

²⁷³ Unter Verweis auf den mit Ausnahme von Teilsystemen (v.a. Lebewesen) gültigen zweiten Hauptsatz der Thermodynamik weist Valsangiacomo (1998: 285f.) darauf hin, dass letztlich alle Naturprozesse dem entropischen Zeitpfeil unterliegen und damit irreversibel sind. Mit dieser Bezeichnung

Selbst ohne die Beeinflussung durch den Menschen würden sich die unmittelbar nacheiszeitlichen Umweltverhältnisse im Laufe von mehr als zehntausend Jahren erheblich gewandelt haben. Im Hinblick auf die baumartige Flora weist Ellenberg (1996: 31) zum Beispiel darauf hin, dass die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) ihre beherrschende Rolle als Waldbaum erst seit 3.000 – 4.000 Jahren spielt. Die Bedeutung dieser Art als dominanter Bestandteil der zonalen Klimax-Waldvegetation (Ellenberg 1986: 111f.) ist insofern auch bei der Beschreibung potenzieller natürlicher Verhältnisse zu berücksichtigen.

Außer dem natürlichen Wandel haben vor allem vorgeschichtliche und historische Nutzungen des Menschen zu teilweise irreversiblen Umweltveränderungen geführt (z.B. Konold 1996). Auch diese Überformung der naturogenen Umwelt ist deshalb in die Formulierung der auf die Gegenwart bezogenen potenziellen natürlichen Verhältnisse einzubeziehen. Ein Beispiel hierfür sind die aus den mittelalterlichen Rodungen forciert entstandenen Schwemmlandböden²⁷⁴ (Konold 1996, Küster 1996: 90ff., Hamm 1998: 22). Sie haben nicht nur zu einer erheblichen Verlagerung von Bodensubstrat geführt, sondern dadurch zu Veränderungen des Reliefs, Wasserhaushalts sowie der Pflanzen- und Tierwelt.

Dieser zweite Schritt der Begründung eines naturräumlichen Leitbildes der Umweltqualität ist als ausschließlich umweltwissenschaftliche Aufgabe aufzufassen. Er bezieht sich alleine auf eine Approximation der Reversibilität von Umweltveränderungen mit Hilfe von Erkenntnissen und Methoden der Umweltwissenschaften.

C. Zeitbezogene potenzielle natürliche Verhältnisse (zpnV)

Die aus den Referenzverhältnissen und irreversiblen Veränderungen abgeleiteten zeitbezogenen potenziellen natürlichen Verhältnisse sind für die weitere Ableitung des Leitbildes der Umweltqualität als die maßgebliche umweltwissenschaftliche Grundlage zu betrachten. Sie beschreiben *diejenigen Verhältnisse der naturogenen Umwelt, die sich bei einer zeitbezogenen Beendigung der Einflussnahme durch den Menschen voraussichtlich einstellen würden*. Dieses approximative Sein ist in Bezug auf die weitere Ableitung des Leitbildes allerdings keinesfalls normativ zu verstehen. Vielmehr schafft es nur eine fachwissenschaftliche Basis zum Verständnis der gebietsbezogenen naturräumlichen Regenerationspotenziale²⁷⁵. Deren Erreichung würde aus Sicht der anthropogenen Nutzung die Verhältnisse mit dem geringsten Energie- und Stoffin- und -output darstellen.

Analog zu den beiden zuvor genannten Schritten handelt es sich bei der Ermittlung der zeitbezogenen potenziellen natürlichen Verhältnisse um eine wissenschaftliche Aufgabenstellung. Deren Ergebnisse sind für die nachfolgende gesellschaftliche Festlegung des Leitbildes der Umweltqualität offen zu legen.

kann insofern nur eine unscharfe Abgrenzung derjenigen Veränderungen vorgenommen werden, die nennenswert von einer hypothetischen Entwicklung der naturogenen Umwelt ohne menschlichen Einfluss abweichen.

²⁷⁴ In der Bodenkunde werden sie als „jüngste Ablagerungen in Niederungen, Flussauen und Küsten“ verstanden und auch als *Alluvialböden* bezeichnet (Scheffer & Schachtschabel 1998: 473).

²⁷⁵ Diese Regenerationspotenziale sind nicht zu verwechseln mit den aus der Landschaftsbewertung bekannten *Naturraumpotenzialen* (vgl. z.B. Bastian & Schreiber 1999: 36f.).

D. Restriktionen vorhandener Nutzungen

Leitbilder der Umweltqualität können sich nicht alleine nach den potenziellen natürlichen Verhältnissen orientieren. Die Ausblendung einer aktuellen Einflussnahme des Menschen würde zwar als dauerhaft umweltgerecht eingestuft werden können. In Anbetracht der kulturgeschichtlich entstandenen Nutzungen, die für den Fortbestand der heutigen und künftigen Zivilisation als prinzipiell unvermeidbar eingestuft werden, sind solche Verhältnisse allerdings unrealistisch. So kann die bestehende Inanspruchnahme von Flächen für Siedlung und Infrastruktur, Land- und Forstwirtschaft, Freizeit und Erholung, Ver- und Entsorgung als anthropogene Veränderung der nacheiszeitlich überwiegenden Waldbedeckung sicherlich nicht zur Disposition gestellt werden.

Aus diesem Grund ist für die Begründung von Leitbildern die Frage nach der Mindestumwelterheblichkeit der vorhandenen Nutzungen zu behandeln. Im Gegensatz zu den irreversiblen Umweltveränderungen ist ein Teil dieser Umweltbeeinflussungen veränderbar.²⁷⁶ Sie können nicht prinzipiell, aber doch graduell und in Einzelfällen auch sehr weitgehend zurückgeführt werden. Dies gilt insbesondere für die betriebsbedingten, laufenden Umwelteinwirkungen, mitunter auch für die Umweltwirksamkeit baulicher Anlagen. Beispielsweise ist das Aufkommen von Schmutzwasser derzeit an den Verbrauch von Trinkwasser gebunden. Eine wasserfreie Fäkalentsorgung in Verbindung mit einer Rückführung der Nährstoffe in die Landwirtschaft könnte zu einer erheblichen Reduzierung der Gewässerverunreinigung führen (Bringezu 2001).

Die gebietsbezogene Angabe der minimalen Umweltbeeinflussung lässt sich nicht kausal ermitteln, sondern stellt eine Abschätzung bezogen auf die besten verfügbaren Umweltschutztechnologien dar. Für künftige Nutzungsbedarfe kann aufgrund der aktuellen, verbreitet hohen Vorbelastungen nicht davon ausgegangen werden, dass eine nennenswerte Erhöhung der Mindesterheblichkeit von Nutzungen vertretbar ist.²⁷⁷

Wegen der bei diesen Fragen unvermeidbaren Ermessensspielräume können die Restriktionen durch vorhandene Nutzungen nicht alleine mittels umweltwissenschaftlicher Erkenntnisse vorgenommen werden. Sie bedürfen vielmehr unter der Einbeziehung von ingenieurwissenschaftlichen Disziplinen der Abstimmung und Festlegung durch die gesellschaftlichen Entscheidungsträger.

E. Erhaltung nutzungsgeschichtlicher Besonderheiten der naturogenen Umwelt

Mit diesem Schritt werden die unbelebten und belebten Elemente der naturogenen Umwelt mit ihren Wirkungsbeziehungen berücksichtigt, die erst aufgrund bisheriger Nutzungen entstanden sind. Aus verschiedenen Gründen kann es zweckmäßig sein, solche Phänomene als zu erhaltende Umweltqualität festzulegen. Dabei handelt es

²⁷⁶ Die Unterscheidung von irreversiblen und reversiblen Umweltveränderungen ist sicherlich nicht in jedem Fall zweifelsfrei. Dennoch erscheint eine Differenzierung beider Arten von Randbedingungen für die Formulierung von Leitbildern gerade unter dem Aspekt der Minimierung der Umwelterheblichkeit von Nutzungen zweckmäßig.

²⁷⁷ In der Literatur wird diesbezüglich von einem *Verschlechterungsverbot* gesprochen (z.B. SRU 2000: Tz. 569).

sich um ein gesellschaftliches Ermessen, für das umweltwissenschaftliche Empfehlungen ausgesprochen werden können. Ein bekanntes Beispiel hierfür ist die Entstehung von Arten und Lebensgemeinschaften im Zuge der mittelalterlichen Agrarlandschaftsnutzung. Diese Arten sind nicht als potenziell natürlich zu bezeichnen.²⁷⁸ Sie stehen in Verbindung mit teilweise überkommenen Nutzungsformen, weshalb sie unter anderen auch in den Roten Listen erscheinen.

Nachdem diese Nutzungen in weiter entwickelten Formen teilweise fortbestehen, sind die Zielstellungen des Arten- und Biotopschutzes plausibel, die genannten Arten und Lebensgemeinschaften unter anderem wegen der von ihnen ausgehenden Regulationsfunktionen, aber auch wegen ihres Eigenwertes grundsätzlich zu erhalten. In welchem räumlichen Ausmaß eine derartige Konservierung von nicht potenziellen natürlichen Bestandteilen der naturogenen Umwelt angestrebt werden sollte, lässt sich mit umweltwissenschaftlichen Methoden nur bedingt ermitteln.

Zwar können beispielsweise mit populationsökologischen Ansätzen unter Verwendung von Habitatmodellen Anforderungen an die Bedingungen für die Viabilität von (Meta-)Populationen bestimmt werden. Wie viele überlebensfähige (Meta-)Populationen in Gebieten erhalten werden sollen, ist zuletzt eine Ermessensfrage, die der gesellschaftlichen Festlegung bedarf. Bei der Ausübung dieses Ermessens sind die übergeordneten Leitlinien (gesetzliche Vorgaben) zu beachten.

Aus dem Zusammenhang des mit einem Umweltqualitätszielkonzept zu formulierenden Sollens-Zwecks sollte dieser Schritt der Leitbildfindung mit Ausnahme von expliziten Schutzgebieten nicht im Sinne einer pauschalen (musealen) Konservierung von historischen Landschaftszuständen missverstanden werden. Der unbestritten bedeutende Aspekt der Erhaltung historischer Kulturlandschaften bei der Landschaftsentwicklung (Schenk 1997: 3f., Wöbse 1994, 2001, Jobs 1999: 39ff.) lässt sich nur in Teilaspekten unter dem Gesichtspunkt der Umweltvorsorge subsumieren.²⁷⁹ Vielmehr ist er überwiegend ein soziokultureller Belang, der nach der Definition dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse mit diesen und mit ökonomischen Belangen abzuwägen ist.

F. Leitbild der Umweltqualität

Auf der Basis der mit den vorhergehenden Schritten erzielten Erkenntnisse und Festlegungen sowie ggf. unter Einbeziehung weiterer Aspekte ist schließlich das Leitbild der Umweltqualität zu formulieren. Es stellt keine kausale Ableitung aus den genannten Schritten dar, sondern ist ein eigenständiger Vorgang, dem ein erheblicher Ermessensspielraum zugrunde liegt (z.B. v. Haaren 1991: 30, Fisahn 1997: 224)²⁸⁰.

²⁷⁸ Bezogen auf die Klassifikation von Ökosystemen nach Natürlichkeitsgraden (Haber 1993: 72f.) sind sie überwiegend Elemente *halbnatürlicher* Ökosysteme.

²⁷⁹ Kulturlandschaften basieren auf zurückliegenden zivilisationsgeschichtlichen Rahmenbedingungen und können ohne ökologische Begründung der Funktion bestimmter Landschaftselemente nicht per se als dauerhaft umweltgerecht eingestuft werden (vgl. auch v. Haaren 1991: 30). Auch die heutige Landinanspruchnahme kann eine In-Kultur-Nahme sein, weshalb eine kulturelle Wertigkeit nicht nur von der Beendigung von Nutzungen oder deren formgebende Wirkung abhängig sein muss.

²⁸⁰ Allgemein auch: Enquete-Kommission (1998: 20).

Insbesondere die folgenden, teilweise in den vorhergehenden Schritten behandelten Fragen fließen dabei ein:

- In welchem Umfang (Teilgebiete/Anteile) sollen die gebietsspezifischen potenziellen natürlichen Verhältnisse erhalten und entwickelt werden?²⁸¹
- Welche (Mindest-)Umweltqualität soll unter Berücksichtigung der vorhandenen Nutzungen eingehalten werden?²⁸²
- Welche nutzungsgeschichtlich entstandenen Besonderheiten der naturogenen Umwelt sollen in welchem Umfang (Teilgebiete/Anteile) erhalten werden?²⁸³
- Welche sonstigen Aspekte sind für dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse zu beachten?

Die Beantwortung dieser Fragen wird durch die Klärung der vorhergehenden Schritte unterstützt. Eine kausale Beziehung im Sinne eines Entscheidungsbaums besteht allerdings nicht. In Einzelfällen sind auch gegenläufige Beziehungen denkbar. Beispielsweise kann das ermittelte Ausmaß von irreversiblen Veränderungen dazu führen, die potenziellen natürlichen Verhältnisse auf der Basis zeitlich jüngerer Referenzverhältnisse abzuleiten. Dies würde analog zu einer teilweisen Reduzierung der zu ermittelnden irreversiblen Veränderungen führen.

Wissenschaftstheoretisch ist eine kausale Deduzierbarkeit des Leitbildes der Umweltqualität ausgeschlossen. Damit wird die Notwendigkeit nicht nur für eine Partizipation, sondern vielmehr die eigentliche Festlegung solcher Leitbilder durch die Gesellschaft deutlich. Hierbei spielen neben sachlich umweltbezogenen Aspekten ethische Motive und persönliche Intentionen eine Rolle. Entscheidend ist dabei, dass sich die Formulierung eines Leitbildes der Umweltqualität wie oben erläutert alleine auf die auf Umweltvorsorge orientierte Sollens-Zwecke bezieht und vorzeitige Abwägungen mit anderen gesellschaftlichen Belangen weitestgehend vermieden werden. Der umweltwissenschaftliche Beitrag ist bei diesem letzten Schritt als Expertenempfehlung einzustufen.

Mit der inkrementalen Begründung von Leitbildern der Umweltqualität werden für die zu betrachtenden Ausschnitte der naturogenen Umwelt die angestrebten Verhältnisse gesamtträumlich und integrativ beschrieben. Als Hilfsmittel hierfür können Szenarios sowohl für die Rekonstruktion der zurückliegenden Entwicklung als vor allem auch für die Formulierung dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse verwendet werden. Für die Umweltqualitätsziele und -standards ist davon ausgehend eine (sub-)mediale und parameterbezogene Konkretisierung erforderlich.

Speziell für die Umweltqualitätsstandards als Schnittstellen zu den umweltwissenschaftlichen Systemmodellen sind die Ausprägungen der Umweltindikatoren für die genannten Schritte der Begründung von Leitbildern festzulegen. Dies gilt sowohl für die Rekonstruktion von Referenzverhältnissen und deren irreversiblen Veränderungen beispielsweise mit paläo-ökologischen Methoden als auch die Quantifizierung der (Mindest-)Um-

²⁸¹ Bezug auf Schritt C.

²⁸² Bezug auf Schritt D.

²⁸³ Bezug auf Schritt E.

welterheblichkeit und der angestrebten Erhaltung von naturgeschichtlichen Besonderheiten der naturogenen Umwelt.²⁸⁴

Analog zur abschließenden Formulierung des Leitbildes der Umweltqualität können auch bei der Festlegung der Umweltqualitätsstandards weitere Aspekte einbezogen werden. Dies gilt insbesondere für die nachfolgend behandelten Wirkungsschwellen.

Umweltqualität aufgrund von Wirkungsschwellen

Für etliche Indikatoren naturogener Umwelten lassen sich mangels Datengrundlage für die Referenzverhältnisse, vor allem aber wegen ihrer anthropogenen Entstehung (z.B. künstliche Stoffe) keine naturräumlichen Umweltqualitätsstandards ableiten. In diesem Fall kann für die Festlegung der angestrebten (Mindest-)Umweltqualität auf verschiedene Schwellenwert-Konzepte zurückgegriffen werden.²⁸⁵ Im Gegensatz zum naturräumlichen Ansatz werden mit der Abschätzung von Wirkungsschwellen allgemein diejenigen Belastungen (Dosis-Wirkungs-Beziehungen) angegeben, die definierte Veränderungen der Rezeptoren nicht überschreiten.

Der bedeutendste Ansatz ist das Konzept der *Critical Loads* (und *Critical Levels*) (Nilson & Grennfelt 1988, UN-ECE o.J., SRU 1994: Tz. 183, WBGU 1994: 59f., UBA 1999: 15). „Unter Critical Levels/Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen von Rezeptoren wie von Ökosystemen, Teilökosystemen und Organismen bis hin zu Materialien zu verstehen.“²⁸⁶ Diese Belastungsgrenzen gelten unter festen Randbedingungen, wie Raum, Zeit und ökologisches System, die im Einzelnen zu definieren und transparent zu machen sind. Ökologische Belastungsgrenzen sind vorrangig rezeptor-nah und wirkungsbezogen zu formulieren“ (SRU 1994: 103). Neben Critical Levels/Loads nennt der SRU außerdem *Critical Structural Changes*, der WBGU (1994: 60ff.) *Critical Operations*, *Critical State* und *Critical Losses*. Durch die Vielzahl weiterer Belastungskategorien wird es im Weiteren als *Critical Effects*-Konzept (Kritische Effekte) bezeichnet²⁸⁷.

Das Critical Effects-Konzept ist von seiner Zielstellung zwar auf Rezeptoren ausgerichtet. Im Grunde verfolgt es jedoch eine Schadstoffeindämmung der pro Flächen- und Zeiteinheit deponierten Massen (WBGU 1994: 61). Es ist deshalb nur insoweit immissionsorientiert, als es rezeptororientiert ist. Ein umfassender Zusammenhang zu Umweltsystemen und speziell zu spezifischen Gebietsverhältnissen wird nicht hergestellt. Den-

²⁸⁴ Vielfach wird diese Rekonstruktion einzelner Parameter zu einer induktiven Begründung von Leitbildern beitragen.

²⁸⁵ U.a. maximale Immissionskonzentrationen (MIK), Schwellendosen (no-effect-level, no-observed-effect-level, no-observed-adverse-effect-level, no-observed-effect-concentration), Mindestgüteanforderungen, Critical Loads, Critical Levels (vgl. WBGU 1994: 61, SRU 1996: 716ff., UBA 1999: 15).

²⁸⁶ Nach UBA (1995: 100) handelt es sich um „diejenigen Eintragsraten von Schadstoffen, die nach dem aktuellen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis keine signifikanten Schädigungen bei den betrachteten Rezeptoren ... bewirken.“

²⁸⁷ Bei der Übersetzung der Begriffe wird hier verschiedenen Quellen gefolgt: *Critical Loads* werden als „Kritische Frachten“ (WBGU 1994: 61), *Critical Levels* als „Kritische Konzentrationen“ (SRU 1994: 103, WBGU 1994: 61) und *Critical Structural Changes* als „Kritische strukturelle Veränderungen“²⁸⁷ (SRU 1994: Tz. 183) bezeichnet.

noch kommen Schwellenwertkonzepte der Frage der anzustrebenden (Mindest-)Umweltqualität sehr nahe, da sie gerade die noch tolerierbare Belastung thematisieren.

Die angegebenen Wirkungsschwellen basieren zunächst auf rein umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen. Für die Formulierung von gesellschaftlich konsensfähigen Umweltqualitätsstandards ist davon ausgehend die Einschätzung von „Rest-Risiken“ erforderlich. Dies ist ein gesellschaftlicher Vorgang (Kühling 1997: 159), der sich letztlich in der Berücksichtigung von Sicherheitsmargen niederschlägt. Der WBGU (1994: 61) spricht dahingehend von *Target Loads*. Übertragen auf den hier verwendeten Überbegriff stellen Umweltqualitätsstandards auf der Basis umweltwissenschaftlich begründeter Critical Effects umweltwissenschaftlich empfohlene und gesellschaftlich festgelegte Target Effects (maximal tolerierte Effekte) dar.

2.3.4.3 Bezug von Umwelthandlungszielkategorie zu Umweltqualitätszielkonzept

Umweltqualitätszielkonzepte sind auf Angabe der langfristig angestrebten (Mindest-)Umweltqualität ausgerichtet (Sollens-Zweck).²⁸⁸ Im Rahmen von gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen ergeben sich durch Abwägungen mit anderen gesellschaftlichen Belangen kurz- bis mittelfristige, graduelle Umweltziele, die oben als Umwelthandlungsziele bezeichnet worden sind (Wollens-Zweck). Jene dienen unter Berücksichtigung der aktuellen soziokulturellen und ökonomischen Rahmenbedingungen einer Reduktion von Emissionen bei nicht abschätz- und quantifizierbaren Wirkungsschwellen (UBA 1999: 6), einer schutzgutbezogenen Gefahrenabwehr (UBA 1999: 9) und/oder einer schrittweisen Annäherung an Umweltqualitätsziele und -standards (Rehbinder 1997: 314, SRU 1998: Tz. 67). An dieser Stelle gilt es nun die Frage nach dem Verhältnis zwischen den beiden Zielkategorien näher zu betrachten. Dies betrifft insbesondere die Zielebenen, die zuvor für die Umweltqualitätszielkonzepte differenziert wurden.

Zielebenen

Für die Anforderungen der Methode Umweltbilanz ist das Verhältnis zwischen Umweltqualitätszielkonzept und Umwelthandlungszielkategorie auf den gebietsbezogenen Zielebenen Leitbild, Ziele und Standards von besonderem Interesse. Auf der übergeordneten Ebene der *primären Ziele* stehen die Ziele für jeden der drei Nachhaltigkeitsbereiche nebeneinander.²⁸⁹ Eine Abwägung erfolgt in der Regel nicht. Schwieriger ist dies für die Ebene der *Leitlinien*. Die so bezeichneten gesetzlichen Vorgaben enthalten in der Regel allgemeine Angaben, die teilweise im Sinne der (Mindest-)Umweltqualität verstanden werden können. Ein Beispiel hierfür ist § 1a, Absatz 1 Wasserhaushaltsgesetz. Danach sind „Die Gewässer ... als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Sie sind so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auf dem Nutzen Einzelner dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen der ökologischen Funktionen unterbleiben.“

²⁸⁸ Siehe Kap. 2.3.4.1.

²⁸⁹ Siehe dazu die in Kapitel 2.3.4.2 genannten Grundsatz-Dokumente der Konferenz der Vereinten Nationen *Umwelt und Entwicklung* im Juni 1992 in Rio de Janeiro (Rio-Deklaration (BMU o.J.: 41ff.)), den Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft und das Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland.

Der erste Satz lässt sich als Maßgabe interpretieren, die Gewässer entsprechend ihren Funktionen im Naturhaushalt zu schützen (Knopp 1997: 4f.). Der Zusammenhang zu den oben abgeleiteten naturräumlichen Kontexten der Formulierung von Zielen der Umweltqualität ist damit evident. Der zweite, nachgeordnete Satz weist daraufhin, dass diese Leitlinie auch bereits eine Abwägung mit den Belangen der Nutzung vorsieht. Sie ist insofern zugleich als eine Zielebene der Umwelthandlungszielkategorie anzusprechen. Dies wird bei gesetzlich allgemeinverbindlichen Vorgaben in der Regel der Fall sein, sofern es sich nicht ausschließlich um Vorgaben zur angestrebten (Mindest-)Umweltqualität handelt. Letztere wird auf nationaler Ebene vom Rat der Sachverständigen für Umweltfragen seit dem Jahresgutachten 1998 angestrebt (SRU 1998: Tz. 111²⁹⁰).

Vor dem Hintergrund dieser Ambivalenz der Zielebene „Leitlinien“ bezüglich der beiden Zielkategorien wird nochmals deutlich, dass für die gebietsbezogenen Zielebenen von Umweltqualitätszielkonzepten die Notwendigkeit der in Kapitel 2.3.4.2 angesprochenen untergesetzlichen Anforderungen bestehen kann. Dies gilt beispielsweise für die im Bereich der Wasserwirtschaft geltenden Grenzwerte und gesetzlichen Festlegungen der einzuhaltenden Gewässergüte. Zugleich wird deutlich, dass durch die vorgesehene Abwägung eine Formulierung von Umwelthandlungszielen analog zu den Ebenen der Umweltqualitätszielkonzepte sinnfällig ist. Diese Vorgehensweise weicht ab von Darstellungen der Enquete-Kommission (1998: 42). Sie ermöglicht dafür die für die Methode Umweltbilanz konstitutive Gegenüberstellung der angestrebten (Mindest-)Umweltqualität mit den gesellschaftlich, für bestimmte Zeithorizonte festgelegte Entscheidungen (Umwelthandlungsziele i.w.S.).

Entwicklungskonzept

In Anbetracht der Verwendung des Leitbild-Begriffs für die (Mindest-)Umweltqualität wäre eine gleichlautende Bezeichnung für die Umwelthandlungskategorie irreführend. Deshalb wird auf einen speziell für diesen Inhalt verwendeten Begriff aus der wasserwirtschaftlichen Umweltfachplanung zurückgegriffen. DVWK (1996: 43) bezeichnen handlungsorientierte Leitbilder als „Entwicklungskonzept“ und verstehen darunter die unter Berücksichtigung von ökologischen, sozialen und ökonomischen Wirkungen ausgewählte Variante der angestrebten Entwicklung. Als allgemeine Definition wird im Weiteren unter Entwicklungskonzept die *gesellschaftlich abgewogene, themenübergreifende und gesamtäumliche Vorstellung über die Entwicklung eines Gebiets* verstanden. Sie basiert zumeist auf der Auswahl von Entwicklungsalternativen und enthält im vorliegenden Kontext Angaben zur Beeinflussung der naturoffenen Umwelt.

Umwelthandlungsziele

Bezogen auf die Ebenen Umweltqualitätsziele und -standards wurden die Begriffe Umwelthandlungsziele (Claussen et al. 1996: 6ff., UBA 1999: 3ff., Rehbinder 1997: 314, SRU 1998: Tz. 67; vgl. Kap. 2.3.4.1) und Umwelthandlungsstandards (Rehbinder 1997: 319) in die Literatur eingeführt. Als Umwelthandlungsziele bezeichnen Claussen et al. (1996: 7f.) „pragmatische und umweltpolitisch motivierte Handlungserfordernisse, die auf Emissionsminderungszielen beruhen und durch Umweltqualitätsziele ausgelöst wer-

²⁹⁰ Kritisch zum Verfahrensvorschlag des SRU für die Aufstellung der Ziele äußern sich Kühling & Rieß (1997).

den.²⁹¹ Nach der hier vertretenen Auffassung beschränken sich Umwelthandlungsziele nicht alleine auf Emissionen. Vielmehr sollten sie prioritär als inkrementale Annäherungen an die immissionsseitigen Umweltqualitätsziele verstanden werden. Erst wenn sich Umwelthandlungsziele aufgrund mangelnder Kenntnisse über die unbelebten und belebten Elemente der naturogenen Umwelt mit ihren Wirkungsbeziehungen oder aus Gründen der Datengrundlage immissionsseitig nicht festlegen lassen, ist eine eng an den naturogenen Systemkompartimenten ausgerichtete emissionsseitig begründete Formulierung von Umwelthandlungszielen sinnvoll.²⁹²

Mit der hier abgeleiteten Auffassung von Umwelthandlungszielen wird die vom SRU (1998: Tz. 74) vertretene „direkte Herangehensweise“ untermauert, wonach „mit Handlungszielen im Sinne von Minderungszielen möglichst direkt am Umweltqualitätsziel angesetzt wird.“ Die alternative Konzeption einer Formulierung allgemeiner emissionsseitiger Reduktionsziele bezüglich des Energie- und Materialverbrauchs (Weizsäcker et al. 1995: 15) kann ein wesentlicher Beitrag zur Konkretisierung gesellschaftlicher Handlungsalternativen zur Umweltvorsorge sein. Zur Bewertung von konkreten Umwelten erscheint sie allerdings zu unspezifisch, da weder auf die naturräumlichen Gegebenheiten noch auf die gebietsbezogene Kumulation und/oder Synergismen von anthropogenen Einwirkungen eingegangen werden kann. Insofern wird eine Bezugnahme solcher Reduktionsziele auf Umweltqualitätsziele über den Weg der Umwelthandlungsziele als umweltwissenschaftlich wesentlich präziser eingestuft. Für die Vorbereitung und Begleitung gesellschaftlicher Entscheidungen ist auf diese Weise von einer höheren Validität der zur Verfügung stehenden Umweltinformationen auszugehen.

Aus den genannten Gründen wird statt der Definition des UBA alternativ folgende Formulierung vorgeschlagen: Umwelthandlungsziele sind (*unter Berücksichtigung²⁹³ rechtlicher Vorgaben*) zu einem bestimmten Zeitpunkt allgemein verständlich formulierte und unter gesellschaftlicher Abwägung festgelegte Ziele über die sachliche, (gesamt)räumliche und zeitliche Erreichung von Umweltqualitätszielen einschließlich dahingehender Emissionsminderungen.

²⁹¹ In der Fassung des zitierten Berichts von 1999 werden Umweltqualitäts- und -handlungsziele im Sinne von Standards dargestellt und überdies die Immissionsorientierung der Umweltqualität aufgegeben: „Während Umweltqualitätsziele Maßstäbe für immissionsbezogene und allgemein emissionsbezogene Maßnahmen setzen, *quantifizieren* Umwelthandlungsziele pragmatisch die umweltpolitischen Handlungserfordernisse, die auf eine konkrete, zahlenmäßig bestimmbare Emissionsminderung zielen ... Bei Umwelthandlungszielen handelt es sich um die Formulierung *quantifizierter und messbarer* oder anderweitig überprüfbarer Ziele, ... (UBA 1999: 5; Hervorh. d. Verf.). Diese Definition ist weder mit dem Verständnis des SRU (1998: Tz. 65; siehe Kap. 2.3.4.1) noch mit dem hier entwickelten Ansatz kompatibel und birgt die Gefahr der inhaltlich-begrifflichen Verwirrung.

²⁹² In diesem Sinne äußert sich auch der SRU (1998: Tz. 67): „Umwelthandlungsziele dienen grundsätzlich der Erreichung von Umweltqualitätszielen. Sie können aber, falls Umweltqualitätsziele nicht festgesetzt worden sind, unabhängig hiervon aufgestellt werden. Umwelthandlungsziele können auf verschiedenen Stufen der technisch-ökologischen Wirkungskette ansetzen.“

²⁹³ Berücksichtigung bedeutet hier die Einhaltung der rechtlichen Vorgaben.

Umwelthandlungsstandards

Der Begriff Umwelthandlungsstandards als Pendant zu den Umweltqualitätsstandards taucht in der Literatur bislang nur vereinzelt auf (Kühling 1997: 165, Rehbinder 1997: 319²⁹⁴). Ungeachtet dessen ist er in der Umweltpolitik weit verbreitet und wird oftmals den Umwelthandlungszielen zugeordnet. Ein bekanntes Beispiel sind die Mengenreduktionsziele des Gewässerschutzes (UBA 1999: 6; siehe unten). Zu den Umwelthandlungsstandards gehören aufgrund ihres unzureichenden vorsorgeorientierten Anspruchs auch immissionsschutzrechtliche Grenzwerte.

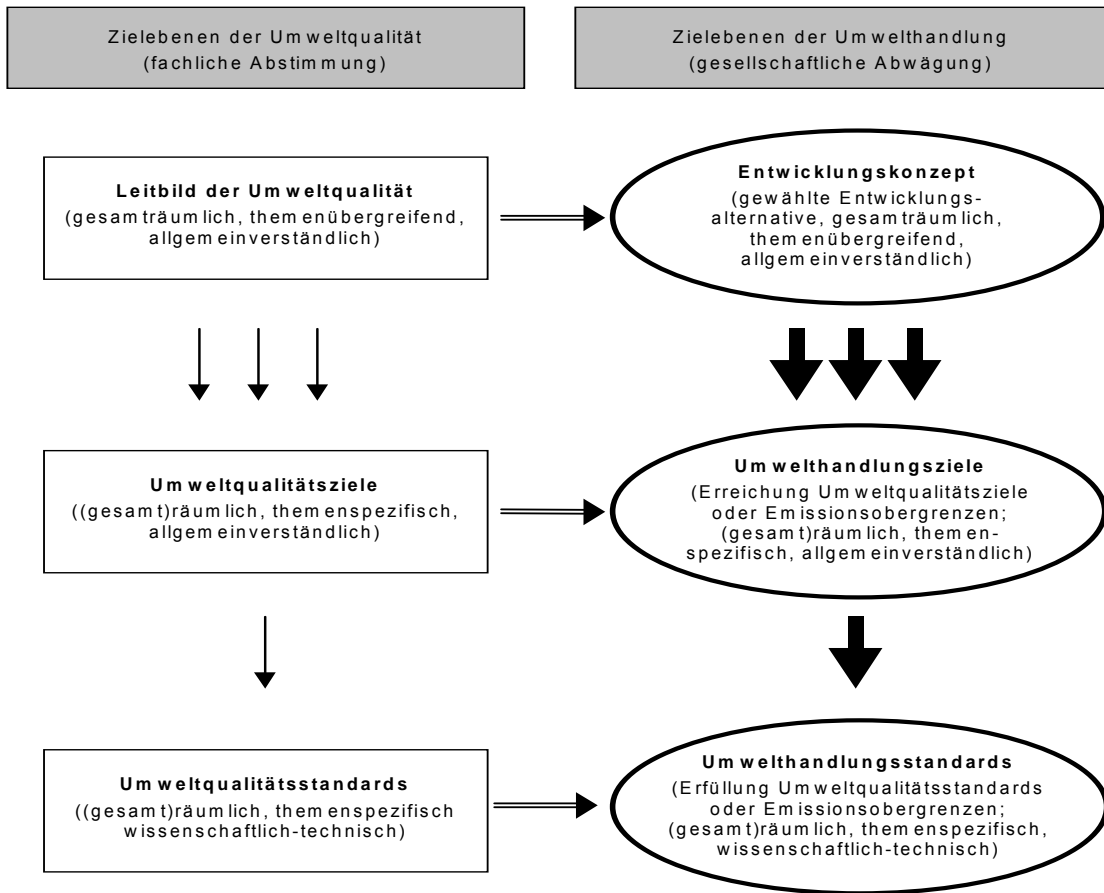


Abbildung 2-12: Zusammenhang der gebietsbezogenen Zielebenen zur Umweltqualität und zur Umwelthandlung

Im hier verstandenen Sinne beziehen sich Umwelthandlungsstandards auf Umweltqualitätsstandards und können als (schrittweise) Erreichung der angestrebten (Mindest-)Umweltqualität absolut oder als Zielerfüllungsgrade relativ angegeben werden.²⁹⁵ Sie wer-

²⁹⁴ Rehbinder (1997: 315) nennt diesen Begriff und spricht an anderer Stelle auch von „Emissionsstandards und anderen Umweltverhaltensstandards“.

²⁹⁵ Vgl. Kühling (1997: 173).

den definiert als (unter Berücksichtigung rechtlicher Vorgaben) zu einem bestimmten Zeitpunkt unter gesellschaftlicher Abwägung festgelegte, sachliche und (gesamt) räumliche Mindestausprägungen von immissionsseitigen Indikatoren der naturogenen Umwelt oder Emissionsobergrenzen zur Operationalisierung der Umwelthandlungszielen.

Zusammenhang der gebietsbezogenen Zielebenen der Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielkategorie

Eine Darstellung der verwendeten Systematik der drei gebietsbezogenen Zielebenen für die beiden Umweltzielkategorien enthält Abbildung 2.12. Dem integrativen Leitbild der Umweltqualität entspricht das sozio-ökonomische Belange einbeziehende Entwicklungskonzept. Die Umwelthandlungsziele stützen sich zum Teil auf die Umweltqualitätsziele, wandeln diese entsprechend den vorgesehenen gesellschaftlichen Aktivitäten nach soziokulturellen, ökonomischen und örtlichen Gesichtspunkten ab. Auf der quantitativen Ebene lässt sich für die vorgesehenen Aktivitäten die Zielerfüllung der Umweltqualitätsstandards als Umwelthandlungsstandards angeben.

Neben der Differenzierung hinsichtlich des Ausmaßes der Abwägung sind die räumlichen, thematischen und semantischen Unterschiede der Zielarten angegeben. Unter Einbeziehung der naturräumlichen Referenzen ergibt sich insgesamt ein matrixartiges Zielsystem (siehe Abb. 2.13). In der Horizontalen wird es durch eine von links nach rechts zunehmende Handlungsrelevanz²⁹⁶ bestimmt, in der Vertikalen in einer steigenden inhaltlichen Konkretheit. Für die Methode Umweltbilanz ist sowohl die vertikale als auch die horizontale Struktur von Bedeutung.

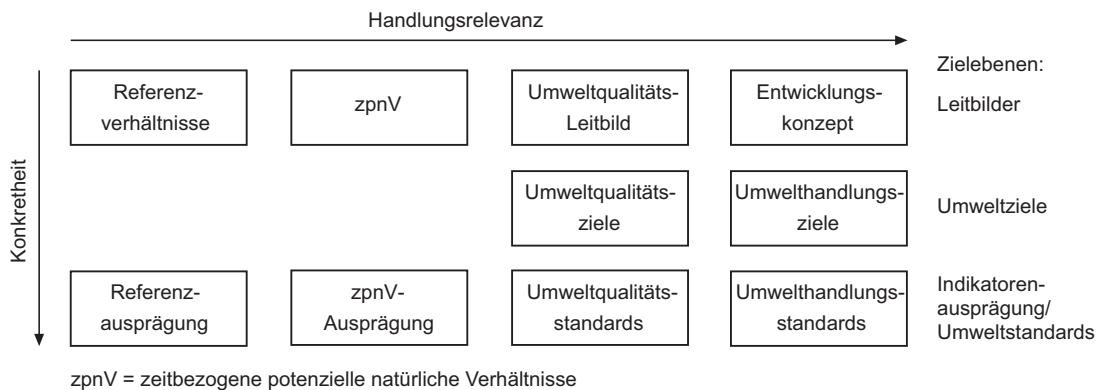


Abbildung 2-13: Zielkategorien und -ebenen der Methode Umweltbilanz

Bei regionalen und kommunalen gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen, auf welche die Methode Umweltbilanz ausgerichtet ist, müssen Entwicklungskonzept, Umwelthandlungsziele und -standards nicht in jedem Falle explizit formuliert werden. Die Umwelthandlungszielkategorie kann auch durch die bestimmten Entscheidungen immanenten Potenziale zur Erreichung von Umweltqualitäts-Leitbild, Umweltqualitätszielen und -standards auch implizit zum Ausdruck kommen.

²⁹⁶ Mit diesem Begriff soll zum Ausdruck gebracht werden, dass Umweltqualitätsziele definitionsgemäß zwar grundsätzlich realisierbar sind, jedoch in kurz- bis mittelfristigen Entscheidungshorizonten zu meist nicht umgesetzt werden können.

Dies gilt insbesondere für die Umwelthandlungsstandards.²⁹⁷ Jene lassen sich mit Hilfe von Prognosen für vorgesehene Maßnahmen als absolute Ausprägungen der Indikatoren der Umweltqualitätsstandards oder als relative Zielerfüllungsgrade ermitteln. Sie werden insofern mit den Ergebnissen der Soll-Prognose-Bilanzen²⁹⁸ und den Alternativenvergleich²⁹⁹ implizit angegeben.

2.3.4.4 Rechtliche Setzung, Verbindlichkeit, Instrumente

Zur rechtswissenschaftlichen Behandlung der Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielkategorien existiert ein umfangreiches Schrifttum (z.B. Fisahn 1997, Barth & Köck 1997, Reh binder 1997, 1999, Sanden 1999: 97ff.). Eine eingehendere Auseinandersetzung kann an dieser Stelle nicht erfolgen. Im Hinblick auf den instrumentellen Einsatz der Methode Umweltbilanz sollen auf der Basis ausgewählter Quellen nur einige grundlegende Einschätzungen vorgenommen werden.

Nach Reh binder (1997: 325) fehlt es für die Setzung vor allem von Umweltqualitäts- und -handlungszielen, teilweise aber auch von Umweltqualitäts- und -handlungsstandards an „rechtlich geregelten Verfahrensanforderungen.“³⁰⁰ Dahingehende Vorschläge enthalten sowohl der Professoren-³⁰¹ und der Kommissionsentwurf³⁰² zur Kodifizierung des deutschen Umweltrechts als auch ein Konzept des SRU³⁰³ (Reh binder 1999: 143ff.). Im Vordergrund steht dabei die Setzung von Umweltzielen und -standards auf nationaler Ebene.

Für die hinsichtlich der Methode Umweltbilanz relevanten regionalen und lokalen Ebenen existieren planerische Ansätze, bei denen die Setzung in bauleit- und fachplanerischen Aufstellungsverfahren integriert ist (z.B. Votsmeier 1999, UVP-Förderverein 1995: 37ff., Runden et al. 1997).³⁰⁴ Soweit aufgrund der ausgewerteten Literatur bekannt, wird bei den letztgenannten Verfahren bisher allerdings die in dieser Arbeit begründete Unterscheidung der Zielkategorien nicht erfüllt. Maximal wird eine pragmatische Kategorie von Umweltzielen verwendet, die dann zwar als Umweltqualitätsziele bezeichnet wird, bei der es sich jedoch genau genommen um Umwelthandlungsziele handelt. Diese Einschätzung basiert auf der im Kapitel 2.2.2.2 konstatierten Handlungsorientierung der sogenannten „Umweltqualitätsziele“.

Bezüglich der rechtlichen Verbindlichkeit fasst Reh binder (1997: 319) eine diesbezügliche Analyse wie folgt zusammen: „Als Ertrag der Durchmusterung vorhandener Verbindlichkeitskonzepte lässt sich festhalten, dass eine Außenwirksamkeit von Umweltzie-

²⁹⁷ Den Umwelthandlungszielen wird zur Vermeidung einer Komplizierung der genannten Entscheidungsprozesse zumindest explizit eine eher untergeordnete Rolle zukommen.

²⁹⁸ Siehe Kap. 2.3.5.1.

²⁹⁹ Siehe Kap. 2.3.5.2.

³⁰⁰ Die maßgebliche Bezugnahme auf Reh binder erscheint in den nachfolgenden kursorischen Betrachtungen vor dem Hintergrund der weitestgehenden Orientierung des SRU an den Darstellungen des Autors zulässig.

³⁰¹ Kloepfer et al. (1991): § 19 Abs. 3, § 24 Abs. 2 Nr. 4-6 (Umweltqualitätsziele), §§ 145-162 mit Begr. S. 426ff. (Setzung von Umwelt(qualitäts)standards).

³⁰² BMU (1997b): §§ 11-33 mit Begr. S. 463 ff. (Setzung von Umwelt(qualitäts)standards).

³⁰³ SRU (1996: 710ff.), SRU (2000: Tz. 110)

³⁰⁴ Siehe Kap. 2.2.2.2.

len in der Regel nicht in Betracht kommt. Umweltqualitätsziele können außenwirksam sein, soweit sie als Umweltqualitätsstandards aufgrund besonderer Ermächtigung formuliert sind. Dies wird aber vielfach nicht möglich sein.

Umwelthandlungsziele, selbst wenn sie sich auf eine kleinere geographische Einheit beziehen, sind regelmäßig zu global, als dass sie bürgerwirksam sein könnten; allerdings steht mit Umwelthandlungsstandards eine Rechtskategorie mit (potenzieller) Drittwirkung zur Verfügung.“ Seine Schlussfolgerung lautet: „Umweltziele können daher regelmäßig nur innerhalb der Verwaltung Rechtswirkungen erzeugen. Denkbar wäre es, Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele (darüber hinaus; d. Verf.) als Ziele der Raumordnung und der Landesplanung zu begreifen“ (ebd.).

Die von Reh binder aufgezeigten Grenzen der Verbindlichkeit erscheinen im Hinblick auf die oben dargestellte Vorsorgeorientierung und ausschließlich fachliche Abstimmung der Umweltqualitätszielkonzepte nicht von Nachteil. Ganz im Gegenteil ist davon auszugehen, dass ohne die drohende Verbindlichkeit verbesserte Voraussetzungen für die Formulierung anspruchsvoller Qualitätsziele und Standards geschaffen werden. In diesem Sinne äußern sich auch Fürst et al. (1992: 240), indem sie fordern, „den Handlungsspielraum für die Setzung von Umweltqualitätszielen nicht ohne Not dadurch einzuengen, dass den Umweltqualitätsstandards ein zu hoher Verbindlichkeitsgrad zugeordnet wird“.

Anders sieht dies für die Umwelthandlungsziele und -standards aus. Aufgrund der ihnen zugrunde liegenden gesellschaftlichen Abwägung ist nicht damit zu rechnen, dass deren inhaltlicher Anspruch hinsichtlich der Erreichung der Umweltqualitätsziele wesentlich durch eine Verrechtlichung beeinflusst werden würde. Als Ausdruck der gesellschaftlichen Zielsetzung sollte für diese Zielkategorie eine Rechtsverbindlichkeit geprüft werden. Auf der regionalen und lokalen Ebene wird dies in erster Linie die zuvor genannte Behördenverbindlichkeit sein.

Im Gegensatz zum SRU (1998: Tz. 82, Tz. 100) beschränkt sich die hier vorgeschlagene verwaltungsinterne Verbindlichkeit nur auf die Umwelthandlungsziele. Dies schließt nicht aus, dass Umweltqualitätszielkonzepte als *fachlich-informativische Anlagen* auch in Verwaltungsvorschriften angegeben werden.³⁰⁵ Hierdurch könnte eine enge Verzahnung von langfristigen Zielen einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung mit der gesellschaftlichen Abwägung erreicht werden.

Der vorgeschlagene Verbindlichkeitsgrad legt nahe, die regionalen und lokalen, zumeist raumbezogenen Umweltqualitäts- und -handlungsziele im Rahmen der Instrumente von Raum-, Bauleit- und Umweltfachplanung aufzustellen. Reh binder (1997: 327) schreibt dazu: „Je tiefer die Umweltziele geographisch ansetzen, desto eher kommen planungsrechtliche Instrumente in Betracht, ...“. „Die ... geforderte weitgehende Partizipation und Transparenz dürfte im Regelfall zu inhaltlich besseren Entscheidungen führen und kann ggf. auch die Akzeptanz erhöhen. Sie birgt allerdings die Gefahr, dass im Verfahren Dissonanzen aufgedeckt und die Entscheidung über den Umweltstandard in Rechts-

³⁰⁵ Dahingehend sollte rechtlich geprüft werden, ob ggf. formale Mindestanforderungen an die Festlegung von Umweltqualitätsstandards für bestimmte Planungsinstrumente formuliert werden könnten, ohne die konkreten Ausprägungen der Standards vorzugeben.

schutzverfahren fehleranfälliger werden könnte. Dies ist jedoch hinzunehmen, weil die Rationalitätsvorteile höher einzuschätzen sind“ (Rehbinder 1999: 151).

Wegen der medialen Ausrichtung der vorhandenen Umweltfachplanung könnten mit einer durch ein kodifiziertes Umweltgesetzbuch integrierten Umweltleit- oder -grundlagenplanung die aus dem systemaren Kontext von Umweltqualitätszielkonzepten resultierenden Anforderungen voraussichtlich besser erreicht werden. Die dahingehenden Fragen bedürfen jedoch weiterer rechts- und umweltwissenschaftlichen Betrachtungen.

2.3.4.5 Zusammenfassende Anforderungen und kritische Reflexion

An die normative Dimension der Methode Umweltbilanz sind entsprechend den vorhergehenden Darstellungen folgende Anforderungen zu stellen:

1. Bezugnahme der Ziele und insbesondere der Zielkriterien für dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse auf das wirkungsanalytische Systemmodell
2. Differenzierung zwischen einer Zielkategorie der dauerhaft angestrebten (Mindest-) Umweltqualität (Umweltqualitätszielkonzept) und einer handlungsorientierten Zielkategorie (Umwelthandlungszielkategorie)
3. Umweltwissenschaftliche Spezifikation und gesellschaftliche Festlegung von Umweltqualitätszielkonzepten mit der beschriebenen systematischen Begründung
4. Darstellung der Umwelthandlungszielkategorie³⁰⁶

Diese Anforderungen werden im Weiteren kritisch reflektiert. Dabei stehen die spezifischen Aspekte der Methode Umweltbilanz im Vordergrund. Eine vertiefende generelle Diskussion über normative Fragen der Umweltentwicklung würde den vorliegenden Rahmen sprengen. Gegen die Aufstellung immissionsseitiger Ziele und Standards werden in der Literatur eine Reihe von Argumenten genannt. Systematische Erörterungen dazu finden sich beispielsweise bei Fürst et al. (1992: 226ff.) und SRU (1998: Tz. 75 ff.). Im Zusammenhang mit der Methode Umweltbilanz sind vor allem folgende Problemstellungen von Bedeutung:

Immissionsorientierte versus emissionsorientierte Zielfestlegung

Nach Bund & Misereor (1996: 43ff.) ist aus Gründen der wachsenden Zahl von freigesetzten Stoffen in Verbindung mit der unvermeidbar hinterher eilenden Wirkungsforschung eine Orientierung an den „Quellen“ von Umweltbeeinträchtigungen notwendig. In diesem Sinne äußern sich auch Kahlenborn & Kraemer (1999: 36), die in der Festlegung von „Critical Loads“ die Gefahr sehen, „dass Ökosysteme oder Teile von ihnen auf die Dauer zerstört werden, weil Risiken nicht richtig erkannt wurden“. Danach müsste statt immissionsseitiger Ziele und Standards dem *Emissionsprinzip* für eine wirksame Umweltvorsorge der maßgebliche Stellenwert beigemessen werden (ebd.).

Im Gewässerschutz hat sich gezeigt, dass eine *Kombination* des emissions- und des immissionsbezogenen Ansatzes erforderlich ist (z.B. UBA 1999: 7)³⁰⁷. So konnten in

³⁰⁶ Entweder explizit durch die Bezeichnung der für bestimmte Zeiträume angestrebten Erfüllung der UQZ oder implizit durch Angabe der Zielerfüllungsgrade der UQS durch vorgesehene Handlungen.

Anwendung des Emissionsprinzips nach dem Stand der Technik die punktuellen Stoffeinträge signifikant reduziert werden. Die aus gewässerökologischer Sicht notwendigen Stoffreduktionen wurden damit allerdings nicht erreicht (ebd.).³⁰⁸

Es ist davon auszugehen, dass diese Erkenntnis auch für andere Schutzgüter relevant ist. Umweltqualitätsziele und -standards sowie immissionsbezogene Umwelthandlungsziele und -standards stellen damit eine wichtige komplementäre Zielkategorie zu emissionsseitigen Umweltzielen dar. Wegen der Ausrichtung auf naturogene Umwelten und nicht auf die Prozesse des anthropogenen Systems sind sie für die Methode Umweltbilanz die maßgebliche Zielkategorie.

Für das Umweltrecht sieht Köck (1997: 83f.) in diesem Sinne den Bedarf einer Kopplung von emissions- und immissionsbezogener Vorsorge.³⁰⁹ Nach seiner Auffassung spricht für Qualitätsziele und -standards insbesondere die Tatsache, „dass auch die Summe verschiedenster Vorsorgeanstrengungen auf der Basis des Standes der Technik unter Umständen nicht verhindern (gewährleisten; d. Verf.) kann, dass die Belastungen in vertretbaren Grenzen gehalten werden“ (ebd.: 85).

Die Interpretation von Umweltqualitätszielkonzepten als rein immissionsseitige Zielsysteme trägt außerdem der Tatsache Rechnung, dass die für die Nachhaltigkeitsdebatte notwendige Beschreibung dauerhaft umweltgerechter³¹⁰ Umweltverhältnisse bzw. vertretbarer Umweltbelastungen nicht aus natürlichen Gegebenheiten abgeleitet werden kann. Jene müssen vielmehr auf der Basis ökologischer Erkenntnisse *gesetzt* werden.

Dies gilt insbesondere auch unter Einbeziehung von Langfristrisiken und -belastungen (Köck 1997: 81). Erst vor diesem Hintergrund sollte die gesellschaftliche Auseinandersetzung mit der soziokulturell und ökonomisch akzeptablen (schrittweisen) Annäherung³¹¹ an das ökologisch Anstrebenswerte erfolgen. Die Trennung von Qualitäts- und Handlungszielen erscheint insofern ein wesentlicher Schritt bezüglich des von Sandhövel (1997: 26) für die Umweltziele allgemein postulierten Beitrags zu „mehr Rationalität in der Umweltpolitik“ (vgl. auch SRU 1998: Tz. 97).

³⁰⁷ Dem trägt auch die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) Rechnung, indem sie in Art. 4 in Verbindung mit Anhang V immissionsorientierte Ziele sowie in Verbindung mit Art. 10 einen kombinierten Ansatz aus Emissions- und Qualitätszielen formuliert.

³⁰⁸ Ursache sind diffuse Einträge, aber auch grenzüberschreitende Einzugsgebiete (UBA 1999: 7).

³⁰⁹ Aufgrund der verfassungsrechtlichen Verankerung des Kollektivgutes Umwelt seien die (immissionsseitigen) Schutzpflichten eigens zu betrachten. - Der von Köck (1997: 85) vorgenommenen Zuweisung der Schadstoffe mit hoher Dosiswirkung zum Emissionsprinzip und der Massentstoffe zum Immissionsprinzip in dieser pauschalen Form kann an dieser Stelle allerdings nicht gefolgt werden. Bestimmte Massentstoffe bedürfen wegen ihrer flächigen Ausbringung ergänzend zu Qualitätszielen und -standards auch emissionsseitiger Reduktionsvorgaben (z.B. Stoffbilanzen für landwirtschaftliche Bodennutzung). Darüber hinaus sind in das Immissionsprinzip strukturelle Veränderungen einzubeziehen (SRU 1994: 103).

³¹⁰ Das heißt unter ökologischen Gesichtspunkten „tragfähige“ Verhältnisse.

³¹¹ (Umwelthandlungszielkategorie)

Quantifizierbarkeit von Umweltzielen

Ein weiteres Argument verweist auf (i) die Beschränkungen bei der Beschreibung angestrebter Umweltverhältnisse durch (sub-)mediale Ziele und indikatorenbezogene Standards sowie (ii) auf wissenschaftlich bedingte Unsicherheiten und Grenzen bei deren Quantifizierung (z.B. Fürst et al. 1992: 227ff., SRU 1998: Tz. 77). Bei dem ersten Teilaspekt handelt es sich um ein generelles Problem reduktionistischer Umweltbetrachtungen, welches dementsprechend auch mit der Methode Umweltbilanz nicht überwunden werden kann. Durch die vorgesehene Bezugnahme der Zielkriterien auf Indikatoren eines ganzheitlichen Systemmodells kann für sie zumindest ein hohes Maß an Repräsentanz bezogen auf eine konkrete naturogene Umwelt erreicht werden. Der systemare Zusammenhang trägt außerdem zu einer Harmonisierung interdependenter Soll-Werte bei.

Bezüglich des zweiten Teilaspekts ist zwischen den naturräumlich abgeleiteten Zielkriterien und den Schwellenwerten zu unterscheiden. Bei den mit Hilfe von Referenzverhältnissen festgelegten Zielkriterien ergeben sich insbesondere Probleme der retrospektiven Datenanalyse und der dadurch notwendigen Approximation der Angaben. Hinzu kommt eine den vielfältigen Gegebenheiten natürlicher Systeme wenigstens annähernd gerecht werdende räumliche Auflösung.

Weitere Unsicherheiten bei der Festlegung der Standards ergeben sich bei der Einbeziehung der anthropogenen Veränderungen und der Restriktionen durch vorhandene Nutzungen. Diese unüberwindbaren Grenzen von naturräumlichen Zielkriterien können zum Teil durch die Verwendung gröberer Skalierungen berücksichtigt werden. Allerdings ist dabei darauf zu achten, dass eine inhaltliche Auffächerung von Zielkriterien zwangsläufig zu Einschränkungen bei der Abstimmung und Nachvollziehbarkeit führt. Denn als Ergebnisse der Quantifizierung von Umweltzielen kommt es auf eine diskrete gesellschaftliche Wertsetzung an.

In diesem Sinne kann das oben skizzierte Prozedere zur Begründung und Festlegung naturräumlicher Ziele als zweckmäßiger Ansatz eingestuft werden. Er greift unter anderem die vom SRU (1998: Tz. 76) reflektierte Kritik an zu allgemein formulierten, nicht oder nur begrenzt handhabbaren Leerformeln auf und unterstützt die gleichzeitig geforderte inhaltlich höher auflösende Regionalisierung.

Die Begründung von Schwellenwerten stellt demgegenüber Anforderungen, denen im Rahmen von Umweltbilanzen zumeist nicht entsprochen werden kann. Sie bedürfen eigenständiger umweltwissenschaftlicher Untersuchungen und gesellschaftlicher Festlegungen. Auf jene sollte bei der Aufstellung von Umweltqualitätszielkonzepten zurückgegriffen werden können. Mit der Ermittlung von Schwellenwerten sind ganz allgemein vielfältige Schwierigkeiten verbunden. Sie reichen von der Komplexität der zu betrachtenden Wirkungsketten, nicht-linearen Dosis-Wirkungs-Beziehungen über die begrenzte Übertragbarkeit von Experimentalergebnissen³¹² bis hin zur Frage der Abgrenzung von *kritischen*³¹³ Wirkungen (Fürst et al. 1992: 227ff.). Ungeachtet dessen kann als Basis für die Bewertbarkeit gesellschaftlicher Umweltbeeinflussungen auf die umweltwissenschaftliche Iteration und Setzung von kritischen Belastungen nicht verzichtet werden.

³¹² U.a. wegen der Variabilität der realen Rezeptorsysteme.

³¹³ Vgl. WBGU (1994: 61).

Verwend- und Handhabbarkeit

Die Angabe von messbaren immissionsseitigen Zielkriterien wird von manchen Autoren auch aus Gründen ihrer Verwendungsrisiken kritisch gesehen. Danach bergen Belastungsschwellen die Gefahr ihrer *Ausschöpfung*, wodurch bei aktuellen Unterschreitungen von Zielkriterien mit einer Belastungszunahme zu rechnen ist (Giwer 1986: 96, UBA 1997: 325, 1999: 2). Der SRU (2000: Tz. 343) bezeichnet dahingehend eine gebietsweise und begrenzte Erhöhung der Umweltbeeinträchtigungen in Anbetracht der für einige Umweltkompartimente nach wie vor hohen Belastungsniveaus als problematisch.

Diese berechtigten Einwände widersprechen nach der hier vertretenen Auffassung nicht generell der Aufstellung von Umweltzielen. Vielmehr weisen sie auf die Notwendigkeit eines bewussten Umgangs mit diesen hin. In diesem Sinne kann beispielsweise für Indikatoren zusätzlich zu den Soll-Ausprägungen fallweise eine Einhaltung des Status quo festgelegt werden. Grundsätzlich ist eine gesellschaftliche Akzeptanz von Umweltqualitätszielkonzepten allerdings nur dann zu erwarten, wenn neben den überwiegend anstehenden Umweltentlastungen vereinzelt auch (vorübergehende) Belastungserhöhungen möglich sind.

Ein weiterer Aspekt bezüglich der Verwendbarkeit von Umweltzielen ist deren inhaltliche Revidierbarkeit. Einerseits erfordern Komplexität und Begrenztheit umweltwissenschaftlichen Wissens die Fortschreibbarkeit von Zielen und Standards (SRU 1998: 49). Durch den erheblichen umweltwissenschaftlichen Aufwand für die Zielbestimmung und den gesellschaftlichen Aufstellungsprozess mit seinem komplexen Abstimmungsbedarf ergibt sich andererseits eine gewisse Schwerfälligkeit (Fürst & Scholles 2001: 156). Auch die angestrebte Orientierungsfunktion für die Akteure spricht für eine gewisse Beständigkeit der Ziele.

Der SRU (1998: Tz. 95) spricht diesbezüglich von einem „Spannungsfeld zwischen Konstanz und Korrektur“. Ein Patentrezept könne deshalb nicht formuliert werden. Gerade wegen des für die Methode Umweltbilanz angestrebten Orientierungscharakters der Umweltqualitätszielkonzepte sollte von der Fortschreibung der Ziele der Qualitätszielkategorie nur in mittelfristigen Zeitabständen Gebrauch gemacht werden.³¹⁴ Der vom SRU (1998: Tz. 95) angegebene Turnus von 10 Jahren für ein nationales Umweltqualitätszielkonzept erscheint für die regionale und lokale Ebene als Untergrenze geeignet. Eine häufigere Aktualisierungsfrequenz wird demgegenüber für Umwelthandlungsziele und -standards in Betracht kommen.

Aus Sicht der Entscheidungspraxis stellt sich weiterhin die Frage, inwieweit für die Beteiligten eines Entscheidungsprozesses der für die Methode Umweltbilanz verwendete vielfältige Zielbegriff überhaupt handhabbar ist. Die bisher vorliegenden Praxisbeispiele zur Aufstellung von handlungsorientierten „Umweltqualitätszielen“³¹⁵ lassen erkennen, dass eine inhaltliche Konkretisierung von Zielen in gesellschaftlichen Gremien auf lokaler und regionaler Ebene generell möglich ist. Nachdem sich diese Beispiele durchwegs auf innerhalb des Entscheidungshorizonts umsetzbare Handlungsziele beziehen, kann die Praktikabilität einer Unterscheidung von Umweltqualitäts- und -handlungszielkategorie noch nicht hinreichend eingeschätzt werden. Dahingehende Befunde liefert die nachfolgende Fallstudie zum Bewirtschaftungsplan Salza.

³¹⁴ Dies gilt selbstverständlich nicht für aktuelle Erkenntnisse, die sofortiges Handeln erfordern.

³¹⁵ Siehe Kap. 2.2.2.2.

Schließlich ist der Aspekt der Wirksamkeit der behandelten Umweltzielkategorien zu betrachten. Dazu konnten in dieser Arbeit nur schlaglichtartige Gesichtspunkte zur Frage der Rechtsverbindlichkeit genannt werden. Darüber hinaus kann auf der regionalen und lokalen Ebene von einer informellen, imperativen Funktion ausgegangen werden. Sie schafft die inhaltliche Basis für freiwillige Selbstbindungen o.ä. Dahingehend sind gesonderte Untersuchungen erforderlich, wie dies vom BMBF im Zuge des Forschungsprogramms „Sozial-ökologische Forschung“ erfolgt.

Teilzusammenfassung

Trotz der erwähnten, facettenreichen Probleme und Grenzen für die beschriebene Formulierung und Anwendung von Umweltzielen können mit der normativen Dimension der Methode Umweltbilanz sämtliche vom SRU (1998) gestellten Anforderungen an Umweltqualitätszielkonzepte (ebd.: Tz. 85) und an die Kopplung mit Umwelthandlungszielen (ebd.: Tz. 67) erfüllt werden. Darüber hinaus erfolgt eine wesentliche Präzisierung der Begrifflichkeit sowie eine Weiterentwicklung hinsichtlich der Begründungs- und Verwendungszusammenhänge. Mit der immissionsseitigen Zieldefinition kann der Ansatz maßgeblich zur Operationalisierung von Umweltzielen in der Nachhaltigkeitsdiskussion beitragen. Dahingehend steht nach Klauer (1999: 119) nicht die letzte Sicherheit der gewählten Zielkriterien, sondern das beste verfügbare Wissen und der gesellschaftliche Prozess der Zielfestlegung im Vordergrund.

Durch die vorgeschlagene inhaltliche Konkretisierung von Zielen zu messbaren Standards ergibt sich für beide unterschiedenen Zielkategorien eine nachvollziehbare Schnittstelle zwischen Zielen und realen oder prognostizierten Umweltverhältnissen. Nicht zuletzt dadurch eröffnet sich eine Nachprüfbarkeit der Zielerreichung.³¹⁶ Komplexe umweltwissenschaftliche Sachverhalte werden damit für Politik, Planung und Vollzug handhabbar (Fürst et al. 1992: 241, Kühling 1997: 151, Horsch & Messner 1999: 211). Die Werthaltigkeit dieser Konkretisierung findet in der Darstellung der Grenzen zwischen wissenschaftstheoretischen Paradigmen unterliegenden Erkenntnissen und der darüber hinausgehenden gesellschaftlichen Festlegung ihre Berücksichtigung.

Eine gültige inhaltliche Ausgestaltung der Umweltqualitätsziel- und -handlungszielkategorien wird in der Regel durch gesellschaftlich legitimierte Entscheidungsträger vorgenommen werden müssen. In der vorliegenden Arbeit wurde davon ausgegangen, dass es sich hierbei um die Entscheidungsträger der jeweils anstehenden Frage der Umweltentwicklung handelt. Abweichend davon ist für Umweltqualitätszielkonzepte die Übernahme aus einem übergeordneten oder vergleichbaren Entscheidungszusammenhang denkbar. So könnten von der Bauleitplanung Umweltqualitätszielkonzepte aus einer spezifizierten Strategischen Umweltprüfung oder einer erweiterten Landschaftsplanung zugrunde gelegt werden.

³¹⁶ Die vom SRU (1998: Tz. 75) zurecht kritisierte mangelnde Verknüpfung von Zielen und Maßnahmen bei den nach wie vor verwendeten Zielsystemen der siebziger Jahre wird insofern überwunden.

2.3.5 Bilanzierung als Bewertungs- und Entscheidungsunterstützung

2.3.5.1 Soll-Ist/Prognose-Bilanzen (Bewertungsunterstützung)

Bewertungen wurden in Kapitel 2.1 in zwei Schritte differenziert: erstens die Gegenüberstellung (*Bilanzierung*) des Modells eines realen oder optionalen Objekts und des Modells eines aufgrund von Werte- bzw. Zielsystemen formulierten idealen Objektzustands, zweitens die *Interpretation* dieses Vergleichs. Die umweltwissenschaftliche Vorbereitung gesellschaftlicher Bewertungen kann sich nur auf den ersten Schritt, die Bilanzierung beziehen. Und dies nur dann, wenn ein dem ökologischen Systemmodell vergleichbares, gesellschaftlich abgestimmtes Werte- bzw. Zielsystem vorliegt. Ansonsten müsste die Bewertung auf eine – gegebenenfalls formalisierte – Interpretation der verfügbaren ökologischen Kenntnisse im Vergleich zu den gesellschaftlichen Zielen beschränkt werden.

Bilanzierung

Bei der Methode Umweltbilanz ist die Voraussetzung zur Soll-Ist-Bilanzierung dadurch gegeben, dass mit dem Umweltqualitätszielkonzept zu den Indikatoren eines Systemmodells kompatible Zielkriterien (Umweltqualitätsstandards) formuliert und gesellschaftlich festgelegt werden. Die Bilanzierung selbst stellt eine Verknüpfung zwischen wirkungsanalytischer und normativer Dimension her. Sie gehört damit weder der wirkungsanalytischen noch der normativen Dimension der Methode an. Der Vergleich zwischen Ist-, Prognose- und Soll-Ausprägungen von Umweltindikatoren ist zwar sachbezogen, durch die Einbeziehung der normativen Zielkriterien allerdings nicht mehr wertneutral.³¹⁷ Im Sinne der Bilanzierungsarten des Kapitels 2.3.1 handelt es sich um eine *normative Bilanz*. Ihre Kernfrage lautet: Wie unterscheiden sich die für den Status quo oder Handlungsalternativen ermittelten bzw. prognostizierten Indikatorenausprägungen des Systemmodells gegenüber den Zielkriterien des Umweltqualitätszielkonzepts?

Die Maßeinheiten der Bilanzen werden von den zugrunde liegenden Skalen der wirkungsanalytischen Umweltindikatoren und den darauf bezogenen Umweltqualitätsstandards bestimmt. Ihre zeitlichen und räumlichen Bezüge hängen von dem jeweiligen Umweltsystem und dem Bilanzierungszweck ab. Indikatoren können sowohl Systemvariablen als auch direkt erhobene Parameter mit kardinalen, ordinalen³¹⁸ oder nominalen³¹⁹ Skalen sein. Die Ergebnisse der Bilanzen stellen diskrete Differenzen zwischen Ausprägungen der Indikatoren und räumlich-zeitlich einheitlichen oder variierenden Umweltqualitätsstandards dar. Bilanzen können darüber hinaus in Zielerfüllungsgrade³²⁰

³¹⁷ Siehe Kap. 1.

³¹⁸ Einschließlich Fuzzy-Linguistik (siehe Kap. 2.2.2.2).

³¹⁹ Diese Skalenkategorie fasst den Bilanzbegriff sehr weit, da es sich im engen Sinne nicht mehr um eine Gegenüberstellung von vergleichbaren Größen handelt. Zu dieser Art der „Bilanzierung“ gehören auch die gering formalisierten verbal-argumentativen Gegenüberstellungen (vgl. z.B. Poschmann et al. 1998: 78).

³²⁰ Im Gegensatz zur Nutzwertanalyse nach Zangemeister (1970) und Bechmann (1978) wird hierunter ein Maß (z.B. Prozent, n-fache des Zielkriteriums) für den Abstand von aktuellen bzw. prognostizierten Indikatorenausprägungen und dem Soll-Wert verstanden.

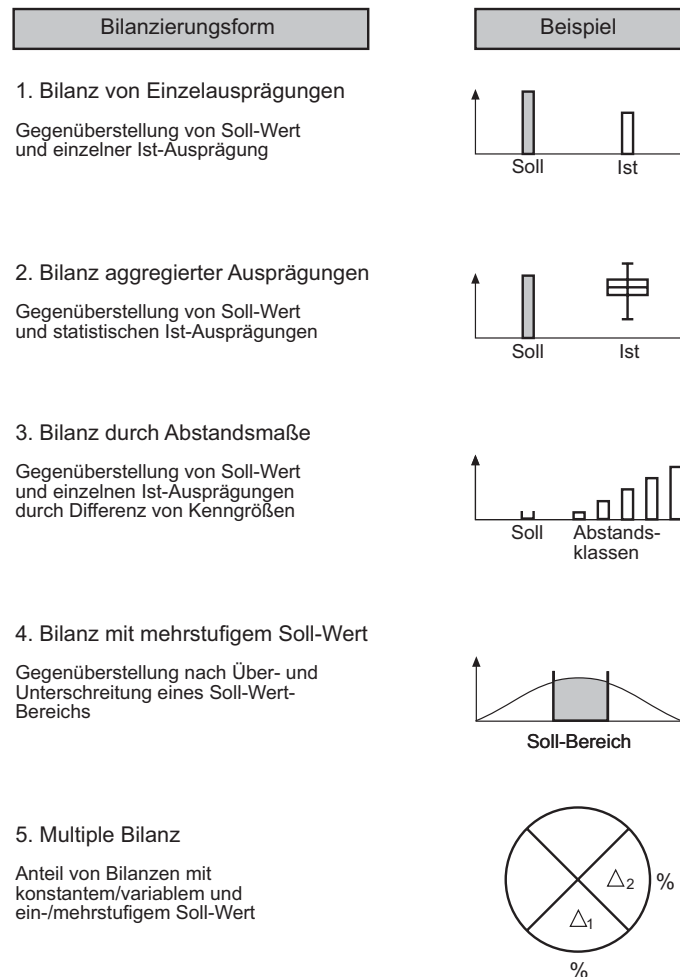


Abbildung 2-14: Übersicht wichtiger Bilanzierungsformen für die Methode Umweltbilanz

oder mathematische Zielfunktionen³²¹ umgerechnet werden. Verschiedene Skalen lassen sich außerdem in vergleichbare fuzzy-linguistische Terme transformieren.

Die Interpretierbarkeit von Bilanzen steht in engem Zusammenhang mit den Skalen der Indikatoren sowie der Darstellung der Bilanzierungsergebnisse. Eine genaue Beurteilung lässt zweifellos kardinale Angaben zu. Dies setzt allerdings voraus, dass die Ausprägungen tatsächlich exakt bestimmt werden können, was im Bereich der Umweltentwicklung häufig nicht der Fall ist. Bei der Bildung von Klassen hingegen können Bilanzen zu Fehlinterpretationen führen, da sich vergleichbare Änderungen sowohl auf den Wertebereich innerhalb einer Klasse als auch über die Grenzen zweier benachbarter Klassen beziehen können.

Neben möglichst geeigneten Skalen für die Bilanzierung kommt es weiterhin auf die Adressaten der Bilanzierungsergebnisse an. Die Anforderungen von Wissenschaftlern und Professionellen unterscheiden sich im Vergleich zur Öffentlichkeit. Im Regelfall

³²¹ Vgl. die präskriptive Entscheidungstheorie.

werden für beide neben zahlenmäßigen Bilanzen auch grafische Aufbereitungen sinnfölig sein. Eine Übersicht wichtiger grafischer Bilanzierungsformen für die Methode Umweltbilanz enthält Abbildung 2-14.

Nachdem für die Abstrahierung von ökologischen Systemen eine Vielzahl von Indikatoren erforderlich sein können, ergibt sich grundsätzlich die Möglichkeit eines erheblichen Bilanzierungsaufwands. Um diesen vor allem auch aus Gründen der Übersicht und damit auch der Transparenz einzugrenzen, bestehen zwei generelle Optionen zur Verringerung der Anzahl der Indikatoren (Enders & Grangler 2001: 83):

- die Reduktion
- die Aggregation

Eine *Reduktion* lässt sich durch die Auswahl von „Leit- bzw. Schlüsselindikatoren“ (Schmidt-Bleek et al. 1987)³²² erreichen. Ihr Vorteil liegt vor allem darin, dass originäre Angaben über die Indikatorenausprägungen auf die Entscheidungsebene gehoben werden können. Dadurch ergibt sich ein hohes Maß an Nachvollziehbarkeit der Bilanzierung. Größter Nachteil ist der zwangsweise Verlust der Inhalte der nicht ausgewählten Kenngrößen. Bei der *Aggregation* von Indikatoren zu Indices verhalten sich Vor- und Nachteil genau umgekehrt. Die mathematische oder logische³²³ Zusammenfassung mehrerer Indikatoren führt zu abstrakten Größen. Deren Rekurs auf die zugrunde liegenden Einzelindikatoren wird durch die verwendeten Aggregationsschritte erschwert.

Die genannten Charakteristiken lassen für beide Optionen unterschiedliche Verwendungszwecke sinnvoll erscheinen. Für eine ganzheitliche Bewertung von vorhandenen oder sich entwickelnden Umweltverhältnissen unter Berücksichtigung der vielfölgigen Facetten von Umwelt ist die Reduktion besonders geeignet. Damit lassen sich unterschiedliche Umweltkompartimente oder einzelne unbelebte und belebte Elemente, Prozesse und Strukturen der naturogenen Umwelt anhand von Leitindikatoren nebeneinander berücksichtigen. Für eine Entscheidungsvorbereitung auf der Basis von strategischen Handlungsalternativen bzw. Szenarios kommt neben der inhaltlich höher auflösenden Reduktion insbesondere ein Ranking nach der Aggregation von Indikatoren in Betracht. Letzteres fällt nach dem hier verwendeten Begriffsverständnis nicht mehr unter Bewertung, sondern unter Entscheidung.³²⁴

Die Präferenz für eine Bewertung anhand von Leitindikatoren geht davon aus, dass bei der Umweltsanierung, -nutzung und -entwicklung sehr vielfölgige Umweltaspekte einzu beziehen sind. Auf die Information einzelner Indikatoren kann deshalb nicht verzichtet werden. Auch eine Teilkompensation durch andere Indikatoren im Zuge der Aggregation könnte zu einem inakzeptablen Informationsverlust führen. Eine Optimierungsfragestellung ergibt sich erst bei der Entscheidung zwischen Handlungsalternativen.

Als Leitindikatoren sind aus dem weiten Spektrum von Systemvariablen und Parametern diejenigen Indikatoren auszuwählen, welche die Verhältnisse der fragestellungsspezifisch relevanten unbelebten und belebten Umweltelemente, Prozesse und Strukturen am ehesten repräsentieren. Für zahlreiche Ökosystemtypen wird eine solche integrierte

³²² In UBA (1999: 6) wird analog von *Leitparametern* gesprochen.

³²³ Für die Integration mehrerer Indikatoren der Gewässerstrukturgüte siehe unter anderem Zumbroich et al. (1999), LAWA (1999), Schnaufer & Grunewald (2001).

³²⁴ Siehe Kap. 2.3.4.5.

rende Indikation den Organismen und ihren Biozöosen zugeschrieben (Braukmann 1998: 159, Moog & Chovanec 1998: 60).³²⁵

Nachdem die Abhängigkeiten von Organismen und Lebensgemeinschaften von standortunabhängigen demökologischen Faktoren mitbestimmt wird und auch den abiotischen Prozessen und Strukturen eine eigene Bedeutung zuzuerkennen ist, erscheint eine so weitgehende Reduktion fragwürdig. Mit einer höheren Aussagekraft der gewählten Indikatoren ist dagegen bei einer Repräsentation sämtlicher einbezogener Umweltkompartimente zu rechnen.³²⁶ Eine generelle Zusammenstellung solcher Leitindikatoren lässt sich in Anbetracht der Vielfalt möglicher Naturräume und Umwelten allerdings nicht vornehmen.

Aufgrund der notwendigen fachlichen Kenntnisse sollte die Auswahl der Leitindikatoren aus den Umweltwissenschaften heraus vorgeschlagen werden. Nachdem damit ein gewisses Maß an Subjektivität und zugleich ein Einfluss auf die Bewertung verbunden ist, kann ein Leitindikatorenset allerdings erst nach seiner gesellschaftlichen Festlegung *Gültigkeit*³²⁷ beanspruchen. Um hierfür eine nachvollziehbare Basis zu schaffen, sollte die umweltwissenschaftliche Empfehlung geeignete Meta-Informationen zu den einzelnen Indikatoren beinhalten. Dahingehende Beispiele finden sich bei Kerner et al. (1991: 36ff.), Lehmann et al. (1995: 551 ff.), Schanze et al. (1995: Anhang, 28), Enders & Grangler (2001: 86) sowie für das Fallbeispiel des Bewirtschaftungsplans Salza in Kapitel 3.3.3.

Mit der Soll-Prognose-Bilanz für gewählte Handlungsalternativen bzw. Szenarios lassen sich neben der Zielerfüllung der Umweltqualitätsstandards implizit die Umwelthandlungsstandards ermitteln.³²⁸ Die Entscheidungsträger können diese Angaben als Information über die kurz- bis mittelfristig voraussichtlich erreichten Ausprägungen der Zielindikatoren nutzen.

Interpretation

Als Bestandteil der bewertungsunterstützenden Bilanzierung und Vorbereitung des zweiten Bewertungsschrittes, der *Interpretation*, ist für die verwendeten Umweltindikatoren und Umweltqualitätsstandards eine umweltwissenschaftliche Einschätzung ihrer Unsicherheit zweckmäßig.³²⁹ Diese Informationen können sich sowohl auf einzelne erhobene, berechnete oder prognostizierte *Ausprägungen* von Parametern und Systemvariablen als auch auf sämtliche Angaben zu einem *Indikator* beziehen.

³²⁵ Dem trägt u.a. auch die WRRL (EU 2000) Rechnung, in dem in Anhang V die Klassifikation der Gewässer maßgeblich auf die „biologischen Qualitätskomponenten“ zurückgeführt wird.

³²⁶ Dies ist beispielsweise mit den Schutzgütern nach § 2 Abs. 2 UVPG der Fall.

³²⁷ Siehe Kap. 2.3.4.1.

³²⁸ Eine explizite Verwendung von Umwelthandlungsstandards spielt insbesondere dann eine Rolle, wenn jene unabhängig von der Bilanzierung bereits feststehen. In diesem Fall ist es vorstellbar, dass sie als zusätzliche Bewertungsreferenz in die Soll-Prognose-Bilanz einbezogen werden. Näheres siehe Kap. 2.3.4.3.

³²⁹ Siehe Kap. 2.3.3.6.

Für diesen umweltwissenschaftlichen Beitrag erscheint keine Formalisierung zweckmäßig. In der Regel wird eine verbal-argumentative Reflexion der Bilanzen unter Berücksichtigung der zugrunde liegenden Eingangsdaten und Erkenntnisse in Frage kommen.

Kritische Reflexion

Bei der normativen Bilanzierung handelt es sich prinzipiell um eine einfache Gegenüberstellung von realen bzw. prognostizierten und normativen Indikatorenausprägungen. In Anbetracht der bei der Umweltentwicklung in der Regel notwendigen Einbeziehung einer Vielzahl von Umweltindikatoren stellt sie dennoch eine zentrale Teilaufgabe der Methode Umweltbilanz dar. Ihre Spezifik kann wie folgt charakterisiert werden:

- Verwendung ausgewählter Indikatoren aus dem Systemzusammenhang der betrachteten naturogenen Umwelt
- Getrennte Bilanzierung der Umweltqualitätsstandards – und ggf. der Umwelthandlungsstandards – gegenüber den umweltwissenschaftlich ermittelten Indikatorenausprägungen

Beide Kriterien lassen sich aus unterschiedlichen Perspektiven kritisieren. Der *Systemzusammenhang* gewährleistet zwar die Berücksichtigung von Interdependenzen zwischen den Indikatoren. Er führt jedoch zu einer Fülle von Bilanzierungsgrößen. Eine vollständige Bilanzierung ist deshalb – zumindest für eine Entscheidungsvorbereitung – nicht sinnfälliger. Die *Reduktion* der Indikatoren durch Auswahl von Leitindikatoren bedingt unweigerlich einen Einfluss auf das Entscheidungsergebnis. Gegenüber den derzeit verbreitet angewandten Indikatorensystemen³³⁰ bietet diese Vorgehensweise jedoch den Vorteil, dass es sich trotz Reduktion nicht um eine relativ beliebige Synopse von Indikatoren handelt. Vielmehr beruhen sie auf dem für eine konkrete Fragestellung herangezogenen ganzheitlichen Modell einer definierten naturogenen Umwelt.

Die Differenzierung zwischen den beiden Zielkategorien führt zu einer Erhöhung der Anforderungen an die Beteiligten. Dahingehende Erfahrungen fehlen bislang. Darüber hinaus setzt sie eine Quantifizierbarkeit sowohl der Qualitätsziele (siehe oben) als auch der den Handlungszielen zugrunde liegenden Handlungsalternativen bzw. Szenarios voraus. Die diesbezüglichen Schwierigkeiten wurden sowohl bei der Darstellung der wirkungsanalytischen Prognosen³³¹ als auch der Reflexion der normativen Dimension erläutert.

Für eine Aufbereitung von Umweltinformationen für umweltrelevante Entscheidungen erscheint der beschriebene Bilanzierungsansatz wegen seiner Potenziale zur sachgerechten und transparenten Berücksichtigung komplexer Wirkungen ungeachtet dessen geeignet. Die Bedeutung der erwähnten Kritikpunkte wird deshalb maßgeblich von der Art der wirkungsanalytischen und normativen Vorbereitung der Bilanzierung abhängen.

³³⁰ Siehe Kap. 2.1.1.1.

³³¹ Siehe Kap. 2.3.3.4.

2.3.5.2 Alternativenvergleich (Entscheidungsunterstützung)

Bei der Sanierung, dauerhaft umweltgerechten Nutzung oder Entwicklung von naturoffenen Umwelten besteht über die *Bewertung* nach Umweltindikatoren hinaus häufig Bedarf zur Reihung und Auswahl von Handlungsalternativen. Hierfür kommen Gegenüberstellungen nach einzelnen Indikatoren oder multikriterielle Auswahlverfahren unter Einbeziehung mehrerer Indikatoren in Betracht (z.B. Poschmann et al. 1998, DVWK 1999b: 39ff.).³³² Der Entscheidungsunterstützung³³³ liegt aus Sicht der ökologischen Nachhaltigkeitsdimension generell für sämtliche Indikatoren die Zielfunktion der Bewertung zugrunde: maximale Erreichbarkeit der Soll-Ausprägungen möglichst vieler oder ausgewählter Indikatoren.³³⁴ Hierbei können auch Gewichtungen (Präferenzen) vorgenommen werden, deren Festlegung wiederum eine Einbeziehung der Entscheidungsträger erfordert (z.B. Messner et al. 1999: 72).

Wie bereits in Kapitel 2.2.2.4 dargelegt, wird für die Anwendung der Methode Umweltbilanz der maßgebliche Stellenwert bei der Gegenüberstellung einzelner (Leit-)Indikatoren gesehen. Eine Aggregation³³⁵ und ggf. Gewichtung von Indikatoren zum Zweck einer Gesamtbewertung und Reihung von Alternativen ist im Hinblick auf eine langfristige Erreichung aller Zielkriterien eher von nachgeordneter Bedeutung. Nichtsdestotrotz kommen eine multikriterielle *Optimierung* von Handlungsalternativen, deren *Reihung* sowie ggf. die Unterstützung einer *Kompromissfindung* zwischen mehreren Entscheidungssträgern in Betracht (vgl. Wenzel 1999: 78).

Dies kann zunächst für die Umweltindikatoren erfolgen. Häufig werden sie darüber hinaus unter Einbeziehung soziokultureller und ökonomischer Zielfunktionen durchgeführt. Wichtige Optimierungsprobleme sind die Minimierung der Kosten für die maximale Erreichung der Soll-Ausprägungen (Kosteneffizienz) oder die optimale³³⁶ Heranziehung von Umweltnutzern (Verursacher). Anwendungsbeispiele sind die Kosten-Nutzen-Analyse, multikriterielle Analysen etc.³³⁷ In diesen Fällen wird das umweltwissenschaftliche Entscheidungsmonitoring allerdings verlassen und eine Optimierung der Nachhaltigkeitsdimensionen im Bereich der Umweltentwicklung geleistet.

Nachdem es sich sowohl bei den rein umweltwissenschaftlichen als auch den die Nachhaltigkeit betreffenden Fragestellungen der Entscheidungsunterstützung um generellere entscheidungstheoretische Probleme handelt, werden sie in der vorliegenden Arbeit nicht eingehender behandelt. Der diesbezügliche Verweis auf die Literatur (vgl. z.B.

³³² Siehe Kap. 2.2.2.4.

³³³ Siehe Kap. 2.2.1.1

³³⁴ D.h. zugleich, dass die gegenseitige Kompensation von Indikatoren gering ist. – Bei der Methode Compromise Programming (Zeleny 1974) bedeutet dies z.B., dass der Koeffizient p unendlich bzw. mindestens ≥ 10 ist (Thin et al. 2004).

³³⁵ Sie erlauben dazu die Transformation völlig unterschiedlicher Indikatorenmaßstäbe auf einheitliche Zielfunktionen (z.B. DVWK 1999: 33).

³³⁶ Hierunter fallen einerseits Festlegungen hinsichtlich des Anteils der Heranziehung der Verursacher entsprechend ihrem Beitrag zu Umweltauswirkungen oder nach dem grundgesetzlichen Gleichheitsgrundsatz. Andererseits können optimierte Kompromisse bezüglich der Art der Maßnahmen verstanden werden.

³³⁷ Vgl. Kap. 2.2.2.4.

Laux 1998, Eisenführ & Weber 1999) trägt deshalb der notwendigen inhaltlichen Eingrenzung Rechnung.³³⁸ Er ist jedoch keinesfalls als Indiz für seinen Stellenwert beim umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitoring und der Methode Umweltbilanz aufzufassen.

Analog zur Bewertung beschränkt sich der umweltwissenschaftliche Beitrag der Entscheidungsunterstützung auf die quantitativen Schritte der Entscheidung, der (multiattributiven) Bilanzierung und Reihung von Alternativen nach ausgewählten Indikatoren. Im Hinblick auf die sich anschließende *Interpretation* der Ergebnisse ist wiederum auf die Unsicherheit der Ergebnisse einzugehen³³⁹, die sich gegebenenfalls durch eine Aggregation der zugrunde liegenden Bewertungsergebnisse verstärkt. Diese Interpretation und Endentscheidung ist Aufgabe der gesellschaftlichen Entscheidungsträger.

Kritische Reflexion

Die vorliegende Arbeit konzentriert sich wegen der mangelnden Spezifik multikriterieller Verfahren für die Methode Umweltbilanz auf einige grundlegende Darstellungen zur Optimierung, Gegenüberstellung, Gewichtung und Reihung von Handlungsalternativen bzw. Szenarios. Auf der Ebene einzelner Umweltindikatoren liefert diese Teilaufgabe wichtige Informationen für die gesellschaftliche Beurteilung. Eine Aggregation solcher Indikatoren zu dimensionslosen Indices ist demgegenüber zumeist mit einem erheblichen Verlust an umweltwissenschaftlichen Informationen verbunden. Aus dieser Abstraktion resultiert eine eingeschränkte gesellschaftliche Nachvollziehbarkeit im Hinblick auf die ergebnisrelevanten Annahmen. Dies gilt insbesondere auch bei einer Einführung von Gewichtungen.

Ungeachtet dieser hier nur allgemein angesprochenen Nachteile einer Aggregation diskreter Umweltindikatoren und deren dimensionsloser Gegenüberstellung kann auf die Anwendung von entscheidungsunterstützenden Verfahren bei der Umweltentwicklung nicht verzichtet werden. Gerade für die Vereinfachung von Entscheidungsproblemen für die Akteure sind sie von wesentlicher Bedeutung. Zur Herstellung dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse wird letztlich jedoch die höhere inhaltliche Auflösung einer Bilanzierung sämtlicher (Leit-)Indikatoren bestimmter naturogener Umwelt notwendig sein.

2.3.5.3 Schnittstelle zur ökonomischen Bewertung

Die skizzierte wirkungsanalytische Operationalisierung von anthropogenen Nutzungen und Handlungsoptionen kann über die Implementierung in die System- und Simulationsmodelle hinaus als Grundlage für sozioökonomische Untersuchungen herangezogen werden. Insbesondere die inhaltliche, räumliche und zeitliche Zuordnung der Nutzungen bzw. Handlungsoptionen zu deren Auswirkungen in der naturogenen Umwelt erlaubt,

³³⁸ Spezielle Arbeiten zur multikriteriellen Entscheidungsunterstützung bei umweltwissenschaftlichen Problemstellungen sind z.B. Poschmann et al. (1998), DVWK (1999), Wenzel (1999), Brüggemann & Pudenz (2001), Drechsler et. al. (2001). Für eine generelle Übersicht über Entscheidungsunterstützungssoftware verweisen DVWK (1999: 64) u.a. auf die Internetseiten der Decision Analysis Society, der ORMS Online Edition und des Instituts für Wirtschaftstheorie und Operations Research der Universität Karlsruhe.

³³⁹ Siehe Kap. 2.2.1.1.

sehr differenzierte Mengengerüste für eine Monetarisierung von Wohlfahrts- bzw. Schadwirkungen, Investitions- und Opportunitätskosten etc. zu ermitteln (Hansjürgens 1999: 113ff., EU-KOM 2000: 10³⁴⁰). Hieraus lassen sich Kosten-Wirkungs-Relationen, Nutzen-Kosten-Analysen oder ökologisch-soziokulturell-ökonomisch multikriterielle Analysen erstellen (vgl. Messner et al. 1999: 67). Eine eingehendere Betrachtung dieser Fragen und des dahingehenden Forschungsbedarfs würde den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen. Für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz werden in Kapitel 2.4.5 einige ergänzende Stichpunkte sowie ausgewählte weiterführende Literatur angegeben.

2.3.5.4 Stellung im Entscheidungsprozess

Die beschriebene Methode Umweltbilanz mit ihrer wirkungsanalytischen und normativen Dimension gilt es abschließend in den Kontext des in Kapitel 2.2.1.2 beschriebenen Ablaufs von Entscheidungsprozessen zu stellen. Damit sollen zum einen die geforderte enge Verzahnung zwischen Entscheidungsprozess und umweltwissenschaftlichem Beitrag hergestellt werden. Zum anderen dient dies der Überprüfung der Vollständigkeit der für die Methode formulierten Anforderungen im Hinblick auf die Teilaufgaben des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings.³⁴¹ Die Anforderungen an die wirkungsanalytische und normative Dimension der Methode werden dazu nachfolgend den Teilaufgaben des umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings zugeordnet:

Teilaufgabe „Modellbildung, Datenerfassung“:

- Abgrenzung der jeweiligen naturogenen Umwelt als Systemmodell einschließlich der Schnittstellen zum anthropogenen System
- Formulierung dieses Systemmodells als Simulationsmodell i.d.R. durch Kopplung von rechenbaren Teilmodellen relevanter Subsysteme bzw. Prozesse und sonstiger relevanter Daten
- Auswahl, Beschreibung und Begründung von Indikatoren des Systemzustands

Teilaufgabe „Spezifizierung (Mindest-)Umweltqualität“:

- Bezugnahme der Ziele und insbesondere der Zielkriterien für dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse auf das wirkungsanalytische Systemmodell
- Differenzierung zwischen der Zielkategorie der dauerhaft angestrebten (Mindest-) Umweltqualität (Umweltqualitätszielkonzept) und der Zielkategorie handlungsorientierter Ziele (Umwelthandlungszielkategorie)
- Umweltwissenschaftliche Begründungszusammenhänge und gesellschaftliche Festlegung des Umweltqualitätszielkonzepts

³⁴⁰ Nach EU-KOM (200: 10) werden unterschieden *Umweltkosten* als „... Kosten für Schäden, die der Wasserverbrauch für Umwelt, Ökosysteme und Personen mit sich bringt, die die Umwelt nutzen (z.B. durch Verschlechterung der ökologischen Qualität von aquatischen Ökosystemen oder die Versalzung oder qualitative Verschlechterung von Anbauflächen)“ und *Ressourcenkosten* als „... Kosten für entgangene Möglichkeiten, unter denen andere Nutzungszwecke infolge einer Nutzung der Ressource über ihre natürliche Wiederherstellungs- und Erholungsfähigkeit hinaus erleiden (z.B. in Verbindung mit einer übermäßigen Grundwasserentnahme)“.

³⁴¹ Siehe Abb. 2.4.

Teilaufgabe „Soll-Ist-Bilanz“:

- Bilanzierung von Ist- und Soll-Zuständen einschließlich Erläuterung der Unsicherheit der Ergebnisse

Teilaufgabe „Operationalisierung Handlungsoptionen sowie Wirkungsprognose/-analyse von Handlungsalternativen/Szenarios“:

- Operationalisierung, inhaltlich, räumlich und zeitliche Zuweisung sowie Implementierung von Handlungsoptionen in System- und Simulationsmodelle

2.4 Anforderungen an eine „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“

2.4.1 Umweltentwicklung in der Wasserwirtschaft

Aufgrund der Bedeutung des Mediums Wasser sowohl im Naturhaushalt als auch für die Existenz des Menschen³⁴² stellt der Wasserhaushalt einen wesentlichen Teil der naturogenen Umwelt dar (vgl. u.a. WBGU 1997: 47f.). Für dessen Untersuchung ist eine Abgrenzung naturogener Umwelten alleine unter dem Aspekt wassergebundener, unbelebter und belebter Elemente, Prozesse und Strukturen sinnfällig. Der Wasserhaushalt umfasst folglich die physikalischen, chemischen und biologischen Wirkungszusammenhänge der naturogenen Umwelt, die an Wasser gebunden sind.³⁴³ Für die Steuerung anthropogener Aktivitäten zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse sind Kenntnisse über die vielfältigen Wirkungsbeziehungen zwischen dem anthropogenen System und dem naturogenen Wasserhaushalt die Voraussetzung.

Über den Wasserhaushalt steht ein umfangreiches theoretisches und methodisches Wissen zur Verfügung. Wegen der in Kapitel 1 erwähnten wissenschaftlichen Spezialisierung liegt dies in unterschiedlichen Disziplinen vor, wie der Meteorologie, Hydrologie, Hydrogeologie, Limnologie, Toxikologie und verschiedenen Gebieten der Ingenieurwissenschaften wie dem Wasserbau, der Siedlungswasserwirtschaft etc. Sie behandeln wasserhaushaltliche, mengen- und gütemäßige oder bioökologische Prozesse oder Teilsysteme.

Eine ganzheitliche Integration dieser Teilsysteme wurde bisher aufgrund der zunehmenden wissenschaftlichen Tiefe der sektoralen Untersuchungen nur bedingt geleistet (vgl. Borchardt 1998: 121., Rode 1999: 51f.). Diese Aufgabe blieb deshalb in der Regel der praktischen Wasserwirtschaft vorbehalten. Erst seit Mitte der 1990er Jahre gewinnen mit unterschiedlichen Schwerpunkten auch in der wasserhaushaltlichen Forschung schrittweise Ansätze an Bedeutung, die eine theoretisch-methodische Integration von Teilsystemen zum Ziel haben (u.a. RP Giessen 1994, DVWK 1996). In diesen Kontext kann auch die vorliegende Arbeit eingeordnet werden. Eine Forcierung dieser Entwicklung geht von der gegenwärtigen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in nationales Recht und der dahingehenden Forschungsförderung³⁴⁴ aus.

³⁴² Falkenmark (1996) unterscheidet „grünes“ (naturbelassen) und „blaues“ (aufbereitetes) Wasser.

³⁴³ Die an Wasser gebundenen Prozesse im anthropogenen System, wie Transport in Leitungen, Verschmutzung, Erwärmung etc., werden i.d.R. nur ab der Entnahme aus bzw. der Einleitung in das naturogene System dem Wasserhaushalt zugeordnet.

³⁴⁴ Vgl. u.a. BMBF-Förderprogramm zum „Flusseinzugsgebietsmanagement“ vom 9. November 1999.

Historische und aktuelle Problemstellungen der Wasserwirtschaft

Historisch gesehen entstand die Wasserwirtschaft primär aus Gründen der Nutzbarmachung des Wasserdargebots für den Menschen sowie der Abwehr von Feuchte, Nässe und Hochwassergefahr. Dies wird beispielsweise aus der Definition von Schultz (1993: 363) deutlich: „Wasserwirtschaft beinhaltet die Umverteilung des natürlichen Wasserdargebots in Zeit und Raum gemäß den Bedürfnissen der Gesellschaft nach Wassermenge und Wassergüte. Hierbei handelt es sich um Aktivitäten der Wassernutzung (z.B. Trinkwasser³⁴⁵, Bewässerung, Wasserkraft) oder um Schutz vor dem Wasser (z.B. Hochwasser, Vernässung von Böden).“

Dieses Verständnis von Wasserwirtschaft hat in der Gegenwart zu einer flächendeckenden Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser und von Landwirtschaft und Industrie mit Beregnungswasser bzw. Betriebswasser geführt. Außerdem ließ sich durch Gewässeraus- und Deichbau sowie Melioration die landwirtschaftliche Nutzfläche deutlich erweitern und der Hochwasserschutz für Siedlungen und Agrarflächen verbessern. Schließlich konnte das kommunale und gewerbliche Abwasser schrittweise gesammelt und einer Behandlung unterzogen werden. Diese aus Sicht der Nutzung erreichten Erfolge haben zu erheblichen Veränderungen oder Rest-Belastungen des Wasserhaushalts geführt, die vielfach nicht als dauerhaft umweltgerecht bezeichnet werden können (z.B. Mühlhölzl 1998, Böhm et al. 1999, UBA 1999: 2, Kahlenborn & Krämer 2000, SRU 2000: Tz. 691ff.³⁴⁶). Hierzu gehören insbesondere:

- Verschärfung der Abflussverhältnisse von Bächen und Flüssen (Verringerung Mindestabfluss, Erhöhung Hochwasserabfluss) durch verstärkte Oberflächenwasserabführung aus den Einzugsgebieten (z.B. Versiegelung, Melioration), Gewässerausbau (v.a. Begradigung, Verlust an Überflutungsflächen) und Wasserentnahmen
- Verringerung des Grundwasserdargebots durch übermäßige Wasserentnahme und Grundwasserkontamination
- nennenswerte stoffliche „Rest“-Belastungen in Oberflächengewässern und Grundwasser sowie in Übergangsgewässern und küstennahen Meeren durch emissionsorientierte Abwasserentsorgung (Eintrag von Nähr- und Schwebstoffen, Salzen, Schwermetallen, „gefährlichen Stoffen“³⁴⁷ etc.)³⁴⁸, Melioration (v.a. Ableitung nähr-

³⁴⁵ Unter Trinkwasser versteht man Süßwasser mit einem hohen Maß an Reinheit, das für den menschlichen Gebrauch geeignet ist. Zudem müssen technische Anforderungen (Aggressivität gegen Rohrleitungen, Vermeidung von Ablagerungen) gewährleistet sein. Die Grenzwerte, die es erlauben, ein Wasser als Trinkwasser freizugeben, sind gesetzlich vorgegeben und am Gedanken der Gesundheitsvorsorge orientiert. In Deutschland wird die Beschaffenheit des Trinkwassers durch die Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001) geregelt. Die am 1. Januar 2003 in Kraft getretene novellierte Fassung stellt die Umsetzung der EG-Richtlinie "über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch" (98/83/EG) in nationales Recht dar. (vgl. Wikipedia)

³⁴⁶ Der SRU (2000: Tz. 585) geht davon aus, dass einige der aktuell in den Blickpunkt geratenden Beeinträchtigungen von Gewässerökosystemen zuvor durch die hohen Abwasserbelastungen überlagert gewesen sind. Er betont in diesem Zusammenhang die Relevanz „schleichender“ langfristiger Umweltprobleme (SRU 2000: Tz. 52).

³⁴⁷ Siehe Kap. 2.4.4.1.

³⁴⁸ Gegenüber den bisherigen massiven Schäden durch Fischsterben etc. rücken unsichtbare oder zeitverzögerte Umweltwirkungen in den Vordergrund (Walz et. al 1999: 260, UBA 1999: 2).

und schwebstoffhaltiger Wässer) und Gewässerausbau (v.a. Einschränkung der biologischen Selbstreinigungsprozesse)

- Erwärmung der Gewässer durch Kühlwassernutzung
- Umgestaltung der gewässerspezifischen Morphologie durch Gewässerausbau
- Veränderung der naturraumtypischen Gewässerbiozöten durch stoffliche Belastungen (siehe oben), fischereiliche Besatzmaßnahmen und intensive Befischung, Einschleppen von Neophyten sowie durch Sport- und Freizeitnutzung

Auf den Zustand der ober- und unterirdischen Gewässer wirken außerdem anthropogene Veränderungen der Einzugsgebiete sowie der globale Wandel von Atmosphäre und Klima. Dahingehend sind allem voran zu nennen (vgl. WBGU 1997, Kahlenborn & Krämer 2000, SRU 2000, IPCC 2001, UNEP 2002):

- Klimaveränderungen aufgrund relevanter Stoffemissionen in die Atmosphäre
- Veränderungen der regionalen Wasserbilanzen durch Landnutzungsänderungen (v.a. Erweiterung von Siedlungs- und Verkehrsflächen, Nutzungsintensivierung in Land- und Forstwirtschaft, Grundwasserblänke durch Abbau von Steine und Erden)
- Versauerung und Eutrophierung von Oberflächengewässern durch atmosphärische Stoffeinträge

Bedeutungszunahme des immissionsorientierten Gewässerschutzes

Die genannten Problemfelder zeigen, dass sich Wasserwirtschaft mit einem Aufgabenfeld befasst, in dem anthropogene Nutzungen und der Wasserhaushalt auf das engste miteinander verzahnt sind. Die Wirkungsbeziehungen zwischen beiden umfassen sowohl Nutzungseinwirkungen, welche zu spezifischen Veränderungen von Gewässerzuständen (Auswirkungen) führen, als auch in umgekehrter Wirkungsrichtung Nutzungsanforderungen an den Zustand von Gewässern^{349, 350}. Die Konstellation zwischen den Verhältnissen des Wasserhaushalts einerseits und den Nutzungsanforderungen andererseits determinieren die aktuelle und potenzielle Nutzbarkeit von Gewässern.

Die komplexen Wirkungsbeziehungen zwischen Wasserhaushalt und anthropogenem System machen deutlich, dass der Wasserhaushalt nicht rein utilitaristisch, sondern auch im Sinne dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse zu betrachten ist. Die unbelebten und belebten naturogenen Elemente, Prozesse und Strukturen lassen sich insofern nicht auf Randbedingungen für eine Exploitation oder Belastung nach dem Emissionsprinzip begreifen. Vielmehr ergibt sich die Notwendigkeit für eine zur Gewässernut-

³⁴⁹ Der Terminus Gewässer wird hier als ein fließender oder stehender (Oberflächen)Wasserkörper mit seinen physikalischen, chemischen und biologischen Strukturen und Prozessen sowie seinen Organismen verstanden (vgl. DIN 4049 Teil 1 Nr. 1.10).

³⁵⁰ Zu den Nutzungseinwirkungen gehören beispielsweise Wasserentnahmen aus Grundwasser und Oberflächengewässern sowie Stoffeinträge durch Abwassereinleitung, zu den Nutzungsanforderungen u.a. die Eignung von Gewässern für Wasserentnahmen sowie die Badenutzung. Mindestausprägungen von Gewässern für die Nutzung können gesetzlichen Vorgaben, technischen Regelwerken sowie vergleichbaren Ansätzen in der Literatur entnommen werden (vgl. z.B. EU-Richtlinie des Rates über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser zur Trinkwassergewinnung (75/440/EWG), EU-Richtlinie des Rates über die Qualität der Badegewässer (76/160/EWG).

zung³⁵¹ komplementäre Aufgabe, die im Weiteren als *immissionsorientierter Gewässerschutz* (z.B. Friedrich 1998: 39, SRU 2000: Tz. 565) bezeichnet wird.³⁵²

Der Begriff wird vom SRU (2000: Tz. 566) wie folgt erläutert: „Einerseits wird der Schadstoffeintrag insbesondere durch Maßnahmen an der Emissionsquelle reduziert. Andererseits erfolgt eine immissionsbezogene Einstufung der Gewässer anhand stofflicher Qualitätskriterien und durch Saprobieeinstufung.“ In der vorliegenden Arbeit wird der *emissionsorientierte Gewässerschutz* verstanden als *alle Anstrengungen, die auf eine Reduzierung gewässerrelevanter Einwirkungen ausgerichtet sind*. Als immissionsorientierter Gewässerschutz gelten *alle Anstrengungen, die der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung der oberirdischen Gewässer (Fließ-³⁵³, Stand-³⁵⁴, Übergangs- und Küstengewässer)³⁵⁵ und des Grundwassers mit ihren Einzugsgebieten dienen*. Er kann auch als *dauerhaft umweltgerechte³⁵⁶ Gewässerentwicklung* bezeichnet werden.³⁵⁷

In Bezug auf den immissionsorientierten Gewässerschutz fand in den zurückliegenden Jahren eine erhebliche Weiterentwicklung des Wasserrechts auf nationaler wie internationaler Ebene statt. Wichtigste Belege dafür sind die Novellierung des bundesdeutschen Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) durch Gesetz vom 11. November 1996, die Verabschiedung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; EU 2000) sowie die dementsprechende Siebte Änderung des bundesdeutschen Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) durch Gesetz vom 18. Juni 2002³⁵⁸ und der entsprechenden Änderungen der Landeswassergesetze. Hinzu kommen zahlreiche Abkommen, Strategien und Verwal-

³⁵¹ Aufbauend auf der Definition in Kap. 2.3.3.1 werden hierunter *alle grundsätzlich steuerbaren Wirkungsbeziehungen zwischen anthropogenem System und Gewässern mit ihren Einzugsgebieten* verstanden. Eine allgemeine Liste wesentlicher Gewässernutzungen enthält Fürst et al. (1992: 46).

³⁵² Borchardt (1998: 125) spricht dahingehend von einer „ökologischen Wasserwirtschaft“. Nach seiner Definition befasst sie sich „mit der Bewirtschaftung von Oberflächengewässern unter ökologischen, technischen und sozio-ökonomischen Gesichtspunkten im Hinblick auf deren nachhaltige Entwicklung. Sie integriert Methoden und Instrumentarien sowie Erkenntnisse und Ergebnisse ingenieur- und naturwissenschaftlicher Einzeldisziplinen des Wasserwesens. Wesentliches Merkmal ist eine Lösungs-, Handlungs- und Praxisorientierung.“

³⁵³ Im Gegensatz zu der Übersetzung des Begriffes „stream“ mit Fluss im WHG, wird hier ein breiteres Begriffsverständnis verwendet. Gerade für die Bewirtschaftung von Oberflächenwasserkörpern (surface water bodies) mit ihren Teileinzugsgebieten kann die Betrachtung von Fließgewässern, Flüssen und Kanälen sowie deren Abschnitte in Betracht kommen (vgl. LAWA 2002a: 5).

³⁵⁴ Analog zu den Fließgewässern erscheint die Einengung auf Seen unpräzise. Das Spektrum der Standgewässer reicht über (natürliche) Seen hinaus und schließt auch Stauseen etc. mit ein.

³⁵⁵ Die Gewässerkategorien werden nach LAWA (2003, Teil 3: 13) wie folgt definiert: „Flüsse mit Einzugsgebieten ab 10 km², Seen mit einer Oberfläche ab 0,5 km², Übergangsgewässer, Küstengewässer bis zu einer Linie von einer Seemeile seewärts von der Basislinie, hinsichtlich des chemischen Zustands ist die Hoheitsgrenze maßgebend.“

³⁵⁶ Der Begriff „dauerhaft umweltgerecht“ erstreckt sich entsprechend den Erläuterungen in Kap. 2.1 nur auf die „ökologische“ (hier: wasserhaushaltliche) Nachhaltigkeitsdimension und fokussiert somit einen Teilaspekt von Nachhaltigkeit.

³⁵⁷ In Bezug auf den Stoffhaushalt liegen seine Schwerpunkte zum einen in der Vermeidung einer Eutrophierung von örtlichen und entfernten Gewässersystemen bzw. der Stoffakkumulation im Gewässersediment und Organismen, zum anderen in der Vorbeugung akuter Belastungen der Gewässer wie Sauerstoffdefizite, Belastungen mit gefährlichen Stoffen etc. (vgl. Nafu 2004: 1).

³⁵⁸ In Kraft getreten am 25. Juni 2002 (BGBl 2002).

tungsvorschriften, von denen hier beispielhaft die Nationale Gewässerschutzkonzeption (LAWA 1996) genannt wird.³⁵⁹

Nach § 1a WHG der Novelle von 1996 sind „(1) die Gewässer ... als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Sie sind so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm dem Nutzen Einzelner dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen unterbleiben. (2) Jedermann ist verpflichtet, bei Maßnahmen, mit denen Einwirkungen auf ein Gewässer verbunden sein können, die nach den Umständen erforderliche Sorgfalt anzuwenden, um eine Verunreinigung des Wassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu verhüten, um eine mit Rücksicht auf den Wasserhaushalt gebotene sparsame Verwendung des Wassers zu erzielen und die Leistungsfähigkeit des Wasserhaushalts zu erhalten und um eine Vergrößerung und Beschleunigung des Wasserabflusses zu vermeiden.“

Die Heraushebung der ökologischen Belange (Knopp 1997: 4a)³⁶⁰ wurde auch aus dem für die Bewirtschaftungsplanung maßgeblichen § 36b WHG ersichtlich.³⁶¹ Sieder et al. (1998) sahen bei ihrer Kommentierung das Primat der Nutzung umgekehrt und postulierten eine Abhängigkeit der Nutzbarkeit von den ökologischen Gewässerzuständen. Bewirtschaftungsplanung wurde in diesem Sinne als „... auf die Zukunft gerichtete örtlich begrenzte wasserwirtschaftliche und wasserrechtliche Fachplanung bezeichnet, die unter Festlegung des zu erhaltenden oder zu erreichenden Gütezustands des Gewässers oder Gewässerteils die Möglichkeiten für die Wassergewinnung, die Belastung mit Abwasser oder für andere Gewässerbenutzungen darstellt ...“ (ebd.: 7).³⁶²

Noch deutlicher wurde der Zustand der Gewässer als Maßstab der Gewässernutzung mit der am 22. Dezember 2000 veröffentlichten Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in den Mittelpunkt gerückt. Nach den immissionsseitigen Umweltzielen von Artikel 4 sind für die Gewässer ein „guter Zustand“ und für die Schutzgebiete die Erfüllung aller Normen und Ziele ihrer Ausweisung zu erreichen. Für die Begrenzung von Emissionen regelt Artikel 10 Absatz 3, dass jene die Einhaltung der in der Richtlinie oder anderen gemeinschaftlichen Rechtsvorschriften festgelegten Qualitätsziele und Qualitätsstandards gewährleisten müssen. Damit wird das Immissionsprinzip über die bis dahin zumeist vom Stand der Technik oder gesellschaftlichen Emissionsgrenzwerten abhängige Emissionsbegrenzung gestellt (Oldiges 1999: 191).

Die WRRL wurde mit der Siebten Änderung des WHG vom 18. Juni 2002 durch die Einfügung von analogen Bewirtschaftungszielen für die Oberflächengewässer (§§ 25a bis 25 d), die Küstengewässer (§ 32c) und das Grundwasser (§ 33a) in bundesdeutsches Recht umgesetzt. Der in § 1a (1) festgelegte Geltungsbereich des Gesetzes (siehe zuvor) wurde außerdem wie folgt ergänzt: „... und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und

³⁵⁹ Näheres zu den internationalen Abkommen siehe in Kap. 2.4.4.1.

³⁶⁰ Siehe hierzu auch die Diskussion zur Gleichrangigkeit der Nachhaltigkeitsdimensionen in Kap. 2.1.

³⁶¹ Einführung mit dem 4. Änderungsgesetz von 1976 (BGBl. 1976) zum Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz WHG) von 1957 (BGBl. 1957).

³⁶² Nach Oldiges (1999: 191) beschränkte sich die Immissionsorientierung des WHG vor der Siebten Änderung vom 18. Juni 2002 nur auf den Bedarfsfall einzelner Gewässer, bei denen insbesondere nach Maßgabe von Bewirtschaftungsplänen nach 36b WHG höhere (immissionsseitige) Anforderungen an die Gewässerqualität gestellt werden konnten.

Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt unterbleiben und damit insgesamt eine nachhaltige Entwicklung gewährleistet wird. ...“ Entsprechend Artikel 13 WRRL wurde § 36b zur Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen völlig neu gefasst.

Wegen der Zusammenhänge von Gewässerzustand und Nutzungen der Gewässer mit ihren Einzugsgebieten ist der immissionsorientierte Gewässerschutz nicht alleine eine umweltwissenschaftliche Aufgabe. Vielmehr schließt er prinzipiell Fragen der technischen Machbarkeit sowie die soziokulturelle und ökonomische Bedeutung der Nutzungen von Gewässern mit ihren Einzugsgebieten ein. So fordert Artikel 9 WRRL für alle Wasserdienstleistungen³⁶³ eine Deckung der Kosten nach dem Verursacherprinzip.

Soziokulturell spielen insbesondere die zunehmende Gewässernutzung der Bevölkerung für Sport und Freizeit eine Rolle. Hinzu kommen wachsende Anforderungen an die Partizipation der von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen Betroffenen. Zu Letzterem formuliert Artikel 14 WRRL sehr weitgehende Ziele, indem er die Förderung einer aktiven Beteiligung aller interessierten Stellen an der Umsetzung der Richtlinien sowie die Zugänglichkeit der Bewirtschaftungspläne mit der Möglichkeit zur Stellungnahme für die Öffentlichkeit einschließlich der Nutzer festlegt (vgl. auch EC 2003b). Artikel 14 ist nach dem neu gefassten § 36b (5) WHG durch Landesrecht national umzusetzen. Darüber hinausgehende Pflichten zur Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Aufstellung der Maßnahmenprogramme ergeben sich aus der SUP-Richtlinie (2001/42/EG; LAWA 2003: Teil 3, 6).

Aufgaben einer Nachhaltigen Wasserwirtschaft

Gerade in den letztgenannten Festlegungen der Wasserrahmenrichtlinie (und ihrer nationalen Umsetzung) kommt der inhaltliche Anspruch an eine Integration der drei Nachhaltigkeitsdimensionen Ökologie, Soziokultur und Ökonomie zum Ausdruck.³⁶⁴ *Nachhaltige Wasserwirtschaft* bezeichnet nach Kahlenborn & Kraemer (1999: 27) „die integrierte Bewirtschaftung aller künstlichen und natürlichen Wasser(teil)kreisläufe unter Beachtung von drei wesentlichen Zielsetzungen:

- Langfristiger Schutz von Wasser als Lebensraum bzw. als zentrales Element von Lebensräumen
- Sicherung des Wassers in seinen verschiedenen Facetten als Ressource für die jetzige wie für nachfolgende Generationen
- Erschließung von Optionen für eine dauerhaft naturverträgliche³⁶⁵, wirtschaftliche und soziale Entwicklung“

Wie in Kapitel 2.1.1 dargelegt wurde, ist hierfür zunächst eine Fokussierung der einzelnen Nachhaltigkeitsdimensionen sinnfällig. Erst danach sind jene in eine nachvollziehbare Gegenüberstellung und diskursive Abwägung einzustellen. Die Untersuchungen

³⁶³ (einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten)

³⁶⁴ Die Unterscheidung der drei Kategorien Ökologie, Ökonomie und Soziokultur weicht von dem durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) nach amerikanischem Vorbild zu Beginn der 1980er Jahre eingeführten 4 Kontensystem ab. Sie orientiert sich stattdessen an den bekannten Dimensionen der Nachhaltigkeit (siehe Kap. 2.1).

³⁶⁵ Der Begriff „naturverträglich“ ist in diesem Zusammenhang ungebräuchlich und sollte durch „umweltgerecht“ ersetzt werden (vgl. SRU 1994: Tz. 135).

der einzelnen Dimensionen und die Erarbeitung theoretisch-methodischer Bezugsrahmen für deren Gegenüberstellung sollten nach wissenschaftstheoretischen Paradigmen vorgenommen werden. Bewertungen der und Abwägungen zwischen den Nachhaltigkeitsdimensionen bleiben gesellschaftlichen Entscheidungen vorbehalten.

Aus diesen Überlegungen ergibt sich für die Wasserwirtschaft eine über die „Umverteilung des Wasserdargebots“ weit hinausgehende Aufgabenstellung. Wasserwirtschaft ist dabei als gesellschaftlicher Handlungsbereich bezogen auf den Wasserhaushalt zu verstehen und nicht nur als administrativer Sektor, der sich alleine mit den Gewässern oder der Wasserver- und -entsorgung befasst. Im Weiteren wird von folgender Definition ausgegangen: *(Nachhaltige) Wasserwirtschaft dient einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung des (naturogenen) Wasserhaushalts in Bezug auf die oberirdischen Gewässer (Fließ-, Stand-, Übergangs- und Küstengewässer) und des Grundwassers mit ihren jeweiligen Einzugsgebieten, deren nachhaltige Nutzung sowie der Vermeidung nachteiliger Auswirkungen des Wassers auf die Gesellschaft.* Letztere beziehen sich vor dem Hintergrund der jüngsten extremen Hochwasserereignisse unter anderem auf das Hochwasserrisikomanagement (Plate 1999, Schanze 2002, 2003, 2005a, Hooijer et al. 2004) und die Vorsorge gegenüber Trockenheiten.

Dieses Verständnis von (nachhaltiger) Wasserwirtschaft lässt sich zum Teil unter der allgemeineren Darstellung der DIN 4046 einordnen, wonach Wasserwirtschaft der „zielstrebigen Ordnung aller menschlichen Einwirkungen auf das ober- und unterirdische Wasser“ dient. Vor allem durch die Betonung der immissionsorientierten Anforderungen an die Gewässerentwicklung, den normativen Anspruch einer nachhaltigen Nutzung und die Einbeziehung der Auswirkungen des Wasserhaushalts auf die Gesellschaft³⁶⁶ führt jedoch zu einer wesentlichen Spezifizierung.

Zwischen beiden Definitionen steht der methodologische Begriff der „integrierten Wasserbewirtschaftung“ des „Technical Advisory Committee“ der internationalen Initiative „Global Water Partnership“. Jener wird verstanden als „Prozess, der solch eine Entwicklung der Wasser- und Landressourcen sowie der damit verknüpften Naturressourcen ermöglicht, dass sowohl der ökonomische Nutzen als auch die soziale Wohlfahrt für die Gesellschaft ein Maximum erreichen, ohne die (nachhaltige) Lebensfähigkeit der betroffenen Ökosysteme zu beeinträchtigen“ (TAZ 2000).

Im Hinblick auf den in Kapitel 1.1 abgeleiteten Begriff der Umweltentwicklung kann Wasserwirtschaft auch als *wasserhaushaltliche Umweltentwicklung* verstanden werden. Analog zur generellen Darstellung für die Umweltentwicklung erstreckt sie sich von der Betrachtung des Wasserhaushalts über dessen soziokulturelle und ökonomische Bedeutung bis hin zur gesellschaftlichen Normensetzung und Entscheidungsfindung.

Für die wasserhaushaltliche Umweltentwicklung lässt sich weiterhin ein umweltwissenschaftlicher Beitrag ansprechen, der sich auf die Darstellung der physischen Zusammenhänge des Wasserhaushalts, dessen Beeinflussung durch die Nutzungen und die diesbezügliche Formulierung von immissionsorientierten Begründungszusammenhängen bezieht. Er wird im Weiteren analog zum umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitoring als *wasserhaushaltliches Entscheidungsmonitoring* bezeichnet und unterliegt ausschließlich wissenschaftstheoretischen Paradigmen.³⁶⁷

³⁶⁶ Nach dem DPSIR-Modell der EEA (1999) als Impact einzuordnen.

³⁶⁷ Siehe Kap. 2.2 zum „umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitoring“; Näheres siehe unten.

Wegen der zunehmenden Bedeutung des immissionsorientierten Gewässerschutzes in der Wasserwirtschaft ist auch für die wasserhaushaltliche Umweltentwicklung die Methodologie der Operationalisierung von wesentlichem Interesse. Aus diesem Grund wird im Folgenden aus der vorhergehenden Beschreibung einer allgemeinen Methode Umweltbilanz eine „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“ konzipiert. Als inhaltliche Basis erfolgt zunächst eine kurze Übersicht über wichtige Ziele der wasserhaushaltlichen Umweltentwicklung. Außerdem werden für das Gewässereinzugsgebietsmanagement die Anforderungen an ein wasserhaushaltliches Entscheidungsmonitoring abgeleitet.

2.4.1.1 Ziele eines immissionsorientierten Gewässerschutzes

Differenzierte Ziele für eine dauerhaft umweltgerechte Gewässerentwicklung wurden in zahlreichen wissenschaftlichen Studien, Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sowie deren Umsetzung in nationales Bundes- und Landesrecht vorgeschlagen bzw. festgelegt. Als Globalziel des immissionsorientierten Gewässerschutzes bezeichnete der SRU (2000: Tz. 565), „überall in Deutschland Gewässer mit einer „guten ökologischen Qualität“ zu erhalten oder wiederherzustellen.“³⁶⁸ Eine gute ökologische Gewässerqualität dient der Erhaltung oder Regeneration naturraumtypischer Lebensgemeinschaften und Ökosysteme.“

In der etwas später verabschiedeten WRRL wird die ökologische Qualität nach Artikel 4 als „guter ökologischer Zustand“ bezeichnet. Als integrativer Terminus fließen bei seiner Bestimmung gemäß Anhang V Ziffer 1.2.1 neben biologischen auch hydromorphologische und physikalisch-chemische Komponenten sowie spezifische Schadstoffe mit ein. Als Umweltziele werden in Artikel 4 weiterhin ein „guter chemischer Zustand“ der Oberflächengewässer sowie ein „guter mengenmäßiger und chemischer Zustand des Grundwassers“³⁶⁹ festgelegt. Durch Aggregation des ökologischen und des chemischen Zustands wird der „gute Zustand der Oberflächengewässer“ gebildet. Für den aggregierten mengenmäßigen und chemischen Zustand des Grundwassers erfolgt die Bezeichnung „guter Zustand des Grundwassers“. Und schließlich sieht Artikel 4 besondere Regelungen für „künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper“ vor, für die ein „gutes ökologisches Potenzial und ein guter chemischer Zustand der Oberflächengewässer“ zu erreichen sind.³⁷⁰

Sämtliche Zielkategorien wurden in den §§ 25a bis 25 d, 32c und 33a WHG auf der Bundesebene national umgesetzt. Die landesrechtliche Umsetzung war gemäß § 42 WHG bis 22. Dezember 2003 abzuschließen. Derzeit dauern Untersuchungen zur Konkretisierung der durch die WRRL neu eingeführten Begriffs- und Bewertungskategorien sowohl auf europäischer als auch auf nationaler Ebene an (LAWA 2003, Teil 1: 2f.).³⁷¹

³⁶⁸ In dieser Darstellung fehlt allerdings das Wort „mindestens“. Art. 4 WRRL enthält einen dementsprechenden Hinweis auf die zu verhindernde Verschlechterung des Zustands aller Oberflächengewässer- und Grundwasserkörper.

³⁶⁹ Der Zustand des Grundwassers ist nach der MusterVO zur nationalen Umsetzung der WRRL (LAWA 2002c) andernfalls als mengenmäßig (§ 11 Abs. 1) oder chemisch (§ 12 Abs. 1) „schlecht“ einzustufen.

³⁷⁰ Zu den einzelnen Regelungen, die sich u.a. auch auf wasserhaushaltlich relevante Schutzgebiete beziehen, siehe Art. 4 WRRL.

³⁷¹ Vgl. hierzu www.kobio.de, www-nrciws.slu.se/refcond/.

Für die Erreichung der Ziele gelten die in Artikel 4 WRRL genannten Fristen. Sie werden in Deutschland nach § 25c (1), § 36 (7) und § 36b (5) WHG durch Landesrecht geregelt.

Der Grundgedanke des „guten Zustands“ ist, dass Gewässer nur insoweit durch Nutzungen beeinträchtigt werden dürfen, als sie deren ökologische Funktionen nicht wesentlich beeinträchtigen (UBA 1999: 55). Hierzu kann auch die strengere Verhinderung einer Verschlechterung des Zustands der Oberflächen- und Grundwasserkörper erforderlich sein. Allerdings verstoßen die Mitgliedsstaaten nach Artikel 4 Absatz 7 nicht gegen die Richtlinie, wenn „das Nichtverhindern einer Verschlechterung von einem sehr guten Zustand zu einem guten Zustand eines Oberflächenwasserkörpers die Folge einer neuen nachhaltigen Entwicklung des Menschen ist“.

Diese Ausnahmeregelung ist zwar an einige Bedingungen bei der Begründung verknüpft. Sie scheint dem bisherigen Besorgnisgrundsatz des deutschen Wasserrechts (36b Abs. 6 WHG i.d.F. vom 12. November 1996; vgl. auch UBA 1999: 2; SRU 2000: Tz. 569) und fallweise auch der Biodiversitätskonvention (BMU 1992) nur eingeschränkt Rechnung zu tragen. Meran (2001: 272) spricht in diesem Zusammenhang bezogen auf die WRRL von einer Aufweichung als Folge einer EU-weiten Kompromissfindung.

Für die Anwendung der gesamteuropäischen immissionsorientierten Ziele steht für die Wasserwirtschaft in Deutschland überwiegend nicht die Wasserknappheit im Vordergrund. Die wesentlichen Problemfelder sind vielmehr die Knappheit der regenerierbaren Senkenfunktion, die Erhaltung der Arten- und Ökosystemdiversität³⁷², die Aufrechterhaltung einer schadfreien natürlichen Abflussdynamik sowie Nutzungsintensität und Nutzungskonflikte³⁷³. Ihre Handhabung bedarf, wie in Artikel 3 WRRL vorgesehen, einer gesamträumlichen Betrachtung von Gewässern mit ihren Einzugsgebieten. Nur so lassen sich die vielfältigen Wirkungsbeziehungen und Betroffenheiten zwischen Gewässerzuständen und Gewässernutzung darstellen und entwickeln. Aus diesem Grund kommt dem *Gewässereinzugsgebietsmanagement* innerhalb der wasserwirtschaftlichen Handlungsformen³⁷⁴ eine zentrale Bedeutung für den Gewässerschutz zu (Borchardt 1998: 128ff.). Nach den Vorgaben der WRRL umfasst es allerdings nicht das Hochwasserrisikomanagement. Hierzu wird auf europäischer Ebene mittlerweile an einer gesonderten Richtlinie gearbeitet.

³⁷² Vgl. Jedicke (2000)

³⁷³ Kahlenborn & Kraemer (1999: 2) sprechen von „Funktionsknappheit“ und bringen damit zum Ausdruck, dass die „zivilisationsspezifisch weit differenzierten Ansprüche ... nicht alle gleichzeitig erfüllt“ werden können und die „Gefahr der Übernutzung“ besteht. Der Begriff wird hier nicht verwendet, da er keine hinreichende Abgrenzung von ökologischen Funktionen als Gegenstand der Vorsorge einerseits und anthropogenen Nutzungen andererseits zulässt.

³⁷⁴ Hierzu gehören außerdem das Zulassungs- und Ordnungsrecht, Selbstverpflichtungserklärungen, privatrechtliche Verträge etc.

2.4.1.2 Aufgaben des Gewässereinzugsgebietsmanagements

Als *Gewässereinzugsgebietsmanagement*³⁷⁵ wird im Weiteren die *dauerhaft umweltgerechte Entwicklung eines ober- oder unterirdischen Gewässers (Fließ-, Stand-, Übergangs-, Küstengewässer, Grundwasser) mit seinem Einzugsgebiet sowie die Ermittlung der Möglichkeiten für dessen nachhaltige Nutzung und die Vermeidung nachteiliger Auswirkungen des Wassers auf die Gesellschaft* verstanden.³⁷⁶ Es stellt ein gesamt-räumliches und integratives Instrument der Wasserwirtschaft zur wasserhaushaltlichen Umweltentwicklung dar. Sein Aufgabenspektrum umfasst demzufolge die Festlegung der Ziele für dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse der Oberflächengewässer und des Grundwassers, die Ermittlung der Nutzungsmöglichkeiten, die Analyse der ökologischen, soziokulturellen und ökonomischen Auswirkungen, die Formulierung, Bewertung und Abwägung von Handlungsalternativen sowie die Beobachtung der realen Entwicklung. Inhaltlich lässt es sich gliedern in einen die naturogene Umwelt und deren Nutzung einbeziehenden physischen Betrachtungsgegenstand, dessen soziokulturelle Relevanz und ökonomische Nutzung sowie die angestrebte gesellschaftliche Steuerung.

In Deutschland existierten für diese Aufgabe nach dem 4. Änderungsgesetz zum WHG (BGBl. 1976) insbesondere zwei wasserrechtliche Planungsinstrumente, der *wasserwirtschaftliche Rahmenplan* nach § 18a Absatz 3 WHG und der *Bewirtschaftungsplan* nach § 36b.³⁷⁷ Der wasserwirtschaftliche Rahmenplan diente der Sicherung der für die Entwicklung der Lebens- und Wirtschaftsverhältnisse notwendigen wasserwirtschaftlichen Voraussetzungen. Gemäß Absatz 2 musste „ein wasserwirtschaftlicher Rahmenplan“ ... den nutzbaren Wasserschatz, die Erfordernisse des Hochwasserschutzes und die Reinhaltung der Gewässer berücksichtigen.

Bewirtschaftungspläne trugen nach § 36b Absatz 1 WHG i.d.F. vom 12. November 1996 „dem Schutz der Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes, der Schonung der Grundwasservorräte, dem Abflussverhalten und den Nutzungserfordernissen Rechnung.“ Sie bezogen sich ausschließlich auf die oberirdischen Gewässer oder Gewässer-teile (Abs. 2, Ziff. 2).

Im Zuge der Verabschiedung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zeichnete sich bereits die Einführung eines völlig neuartigen Instrumentariums des Gewässereinzugsgebietsmanagements ab (Rheinhardt 1999: 301ff., SRU 2000: Tz. 641, Tz.

³⁷⁵ Statt dem enger gefassten Begriff „Flussgebietsmanagement“, der sich u.a. aus Art. 3 und 13 WRRL und § 1b WHG ableiten lässt, oder „Flusseinzugsgebietsmanagement“ (z. B. Geller 1999) wird hier von der Sinnfälligkeit einer generellen Anwendbarkeit dieses Aufgabengebiets ausgegangen. So kann es gerade für die in Art. 13 WRRL vorgesehenen Bewirtschaftungspläne für Teilgebiete, Gewässertypen etc. angebracht sein, auch für größere Standgewässer und Küstengewässer ein *Gewässereinzugsgebietsmanagement* zu betreiben.

³⁷⁶ Krebs (2000) weist darauf hin, dass die Auffassungen über den Begriff „Flussgebietsmanagement“ weit auseinander gehen. Reinke (2000) versteht darunter eine effiziente Organisation bestehender Verbände, Behörden und politischer Strukturen, Londong & Renner (2000) eine Neuordnung von Behörden zwecks Steigerung der Effizienz und Kostenersparnis.

³⁷⁷ Ludwig & Gerlinger (1998: 17f.) wiesen darauf hin, dass neben den beiden rechtlich geregelten Instrumenten der Flussgebietsplanung u.a. auch durch die Raumordnung, General- und Sonderpläne, Aktionsprogramme und Forschungsvorhaben Beiträge zum Einzugsgebietsmanagement geleistet werden können.

700, LAWA 2003: Teil 2, 2). Nach Artikel 13 der Richtlinie sind für Flussgebiete, die maßstäblich eher den Bezugsräumen der bisherigen wasserwirtschaftlichen Rahmenpläne entsprechen, Bewirtschaftungspläne aufzustellen. Eine grobe Gliederung der darin zusammenfassend abzuhandelnden Inhalte enthält Anhang VII der Richtlinie. Die Festlegung von Einzelheiten zu Methoden und Verfahren bei der Planaufstellung ist Aufgabe der Mitgliedsstaaten.

Die nationale Einführung einer neuen Form der Bewirtschaftungsplanung erfolgte mit der Siebten Änderung des WHG vom 18. Juni 2002. Sie sieht den Wegfall des wasserwirtschaftlichen Rahmenplans und des Bewirtschaftungsplans sowie die Ersetzung durch Maßnahmenprogramme (§ 36) und einen geänderten (EG-)Bewirtschaftungsplan (§ 36b) vor. Weiterführende Angaben zur nationalen Handhabung der EG-Bewirtschaftungspläne erhalten die von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) erstellte Musterverordnung zur Umsetzung der WRRL in Landesrecht (LAWA 2002c) sowie eine fachliche Arbeitshilfe (LAWA 2003). Die Arbeitshilfe ist auf die Erfüllung der durch die Artikel 15 WRRL formulierten Berichtspflichten bezogen. In Anbetracht der Frist für die Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen durch die Mitgliedsstaaten bis 2009 (Art. 13 (6) WRRL) steht bisher noch kein abgeschlossener EG-Bewirtschaftungsplan in Deutschland zur Verfügung.

Ludwig & Gerlinger (1998: 72) sind davon ausgegangen, dass bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie auf den grundlegenden Erkenntnissen aus der Flussgebietsplanung in Deutschland aufgebaut werden kann.^{378,379} Dies gilt teilweise auch deshalb, da die Praxis der wasserwirtschaftlichen Rahmen- und vereinzelt Bewirtschaftungspläne bis in die Gegenwart ein sehr viel höheres inhaltliches Niveau erreichte als die verfahrensrechtlichen Vorgaben (Ludwig & Gerlinger 1998: 89³⁸⁰, Rheinhardt 1999, SRU 2000: Tz. 641).

Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage nach den bisherigen nationalen Erfahrungen mit dem Gewässereinzugsgebietsmanagement und dem daraus ableitbaren Entwicklungsbedarf. Hierbei ist zu unterscheiden zwischen den rechtlichen Vorgaben und dem State-of-the-Art der Planungspraxis. Als Vorgaben über die inhaltliche Ausgestaltung von wasserwirtschaftlichen Plänen existierten bisher die *Allgemeine Verwaltungsvorschrift über Mindestinhalte von Bewirtschaftungsplänen* (BMI 1975) und die *Richtlinie über die Aufstellung von wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen* (BMI 1984) mit der zugehörigen *Technischen Anleitung*. Mit der Beschränkung auf wenige wasserwirtschaftliche Kenngrößen³⁸¹ und der speziell für die Rahmenplanung unverkennbaren Nutzungsorientierung sind beide aus heutiger Sicht als überholt einzustufen.

³⁷⁸ Gegenüber der von Ludwig & Gerlinger (1998: 103ff.) vorgeschlagenen, relativ engen Anlehnung an die bisherigen Instrumente ist mittlerweile eine erhebliche Neugestaltung der Bewirtschaftungspläne unter Einbeziehungen der vorliegenden inhaltlichen und methodischen Erfahrungen erfolgt.

³⁷⁹ Dies gilt u.a. auch für die eingeführten Überwachungsprogramme (Irmer 1999: 45).

³⁸⁰ Die Autoren geben bezüglich der Rahmenplanung bis 1990 ca. 40 % der Fläche der alten Bundesrepublik an. Für die kleinräumigere Bewirtschaftungsplanung dürfte bis Mitte der 1990er Jahre bezogen auf Gesamtdeutschland weniger als 20 Pläne erstellt worden sein (eigene Einschätzung).

³⁸¹ *Allgemeine Verwaltungsvorschrift*: Biologische Gewässergüte der Fließgewässer, Trophiestufen der stehenden Gewässer, Sauerstoffgehalt, Temperatur, BSB₅, CSB; zusätzlich für stehende Gewässer: Gesamtposphor (gelöst), Nitrat.

Die jüngste Praxis des Gewässereinzugsgebietsmanagements lässt sich wie folgt charakterisieren: In den stärker auf die Gewässergüte und dahingehende Maßnahmen ausgerichteten Bewirtschaftungsplänen fand zunehmend eine Vielzahl gewässerökologisch relevanter Kenngrößen Berücksichtigung. Für jene wurden Zielvorgaben, Analyseergebnisse und teilweise Prognoseausprägungen für Maßnahmen sektoraler Handlungsfelder angegeben. Die mengenwirtschaftlichen Fragen waren bei den Bewirtschaftungsplänen von untergeordneter Bedeutung.³⁸² Sie standen im Mittelpunkt der wasserwirtschaftlichen Rahmenpläne. Vor allem durch diese inhaltliche Schwerpunktsetzung bei der Instrumente erfolgte bislang keine vollständige Betrachtung aller Gewässerkompartimente und deren Interdependenzen mit der Gesamtheit der Nutzungen der Gewässer mit ihren Einzugsgebieten (Ludwig & Gerlinger 1998: 76).

Mit der Einführung der WRRL werden hinsichtlich der Begrifflichkeiten, der Bezugsräume³⁸³, der Umweltziele, der Instrumente, des formalen Ablaufs und der Fristen gegenüber den früheren nationalen Rahmen- und Bewirtschaftungsplänen deutlich konkretere inhaltliche Anforderungen festgelegt. In Bezug auf die methodische Handhabung des Gewässereinzugsgebietsmanagements erscheinen die mit den bisherigen Instrumenten erkannten Defizite unabhängig davon wissenschaftlich weiterhin bedeutsam. Dies sind insbesondere³⁸⁴

- Methodische Integration der gewässer- und einzugsgebietsbezogenen Kompartimente des Wasserhaushalts (z.B. Ludwig & Gerlinger 1998: 70, Rode 1999: 51f., SRU 2000: Tz. 641³⁸⁵)
- Systematische Trennung von Ursachen-, Wirkungs- und Maßnahmenebene (Borchardt 1998: 128³⁸⁶) und einzugsgebietsbezogen gesamtäumliche Abbildung der Wirkungen durch die Nutzungen der Gewässer mit ihren Einzugsgebieten (Ludwig & Gerlinger 1998: 70, 88)
- Stärkere Einbeziehung von soziokulturellen und ökonomischen Belangen bei der Gewässerbewirtschaftung unter Kopplung mit den gewässerökologischen Fragen (Lorenz 1999: 11)
- Vereinheitlichung der Normen, Methoden und Instrumente über verschiedene Maßstabsebenen (Ludwig & Gerlinger 1998: 88, 134ff., Braun 1999: 33ff.)³⁸⁷

³⁸² Dies gilt nicht für die Frage des gütebeeinflussenden Mindestwasserabflusses (z.B. Bewirtschaftungsplan Leine (RP Hannover o.J.).

³⁸³ Dies gilt für die Flussgebietseinheiten. Diesen untergeordnet sind nach Art. 13 (5) WRRL weitere Raumbezüge möglich (siehe unten).

³⁸⁴ Näheres siehe v.a. in Ludwig & Gerlinger (1998), Geller (1999).

³⁸⁵ Der Rat fordert noch weitergehender: „Um zu einem ökosystemaren Ansatz zu gelangen, müssen die Wechselwirkungen zwischen Gewässern und anderen Umweltmedien – über die bereits bestehenden Ansätze der reinen Gewässerpolitik hinaus – stärker berücksichtigt werden“ (SRU 2000: Tz. 690).

³⁸⁶ „Die wissenschaftliche Forschung muss hierfür noch ein praktikables Modell entwickeln, das anhand offengelegter Kriterien Eingriffe in den Naturhaushalt durchschaubar, verständlich und von einem übergeordneten Standpunkt aus bewertbar macht.“

³⁸⁷ Hierzu sollte auch eine Kompatibilität der verwendeten Planungsmethoden mit denen anderer Umweltfachplanungen angestrebt werden. Ansonsten wird eine Zusammenführung verschiedener Umweltfachplanungen in einer integrierten Umweltleit- oder -grundlagenplanung als Basis für die Raumplanung erschwert. Beispielsweise finden Umweltqualitätszielkonzepte von wenigen Ausnahmen abgesehen (u.a. Esser 1996, UBA 1999 (nur Begriffsverwendung, kein instrumenteller Einsatz)) für die Gewässerentwicklung kaum Verwendung. Stattdessen wurde seit Mitte der neunziger Jahre

- Zeitlich mehrstufige Vorgehensweise bei der Flussgebietsplanung bei gleichzeitiger Fortschreibungsfähigkeit der Datengrundlagen und Maßnahmen (Ludwig & Gerlinger 1998: 93, 96)
- Erhöhung der Transparenz und Nachvollziehbarkeit wasserwirtschaftlicher Planungen (DVWK 1999b: 4)
- Erweiterung der beteiligten Akteure bei der Aufstellung der Flussgebietsplanung über (wasserwirtschaftliche) Experten hinaus (Pfundl & Geisenhofer 1997, Ludwig & Gerlinger 1998: 81)

Innerhalb dieses breiten Spektrums des Entwicklungsbedarfs werden im Folgenden in erster Linie die mit den beiden ersten Anstrichen umrissenen, spezifisch umweltwissenschaftlichen Aspekte eingehender behandelt. Damit soll für das Gewässereinzugsgebietsmanagement die Zielstellung des in Kapitel 1.1 abgeleiteten und in Kapitel 2.2.1 näher ausgeführten umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings fokussiert werden. Im Mittelpunkt steht der spezifische Beitrag der Umweltwissenschaften zur wasserhaushaltlichen Umweltentwicklung. Die darüber hinausgehenden Schnittstellen zu den sozio-ökonomischen Fragen sowie lebensweltlichen Problemstellungen der einzugsgebietsbezogenen Gewässerbewirtschaftung werden nicht weiter vertieft. Dass sich aus dem gewählten methodischen Zugang dennoch eine Erhöhung der Transparenz und Nachvollziehbarkeit wasserwirtschaftlicher Planungen sowie eine verbesserte Einbeziehung von sozio-ökonomischen Belangen ergeben können, werden die nachfolgenden Ausführungen zeigen.

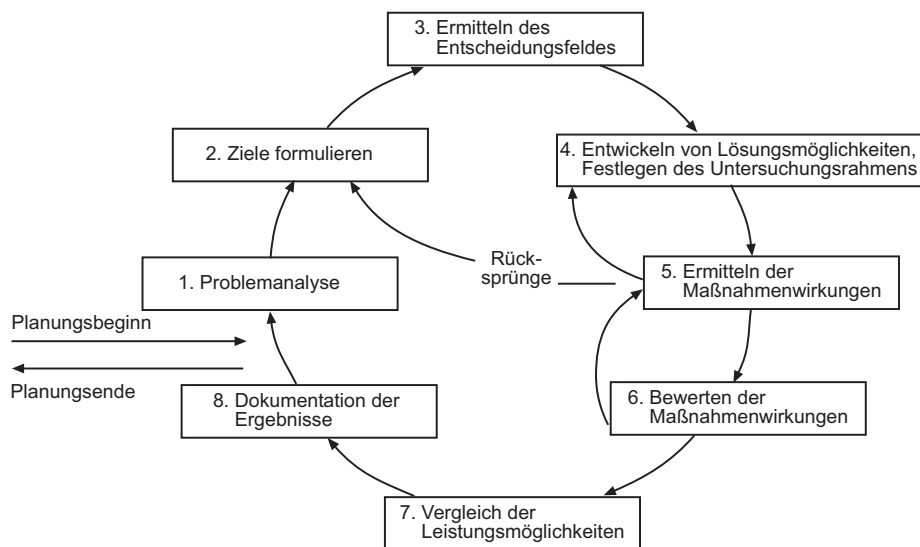


Abbildung 2-15: Generelles Ablaufschema bzw. inhaltliche Schritte des wasserwirtschaftlichen Planungsprozesses (DVWK 1998: 3)

Für den generellen Ablauf von Planungs- bzw. Entscheidungsprozessen in der Wasserwirtschaft werden in DVWK (1998: 3) 8 Schritte genannt (siehe Abb. 2.15). Jene sind auf zulassungsrechtliche Entscheidungsprobleme bei der Errichtung wasserbaulicher

ein eigenes Verfahren mit gesonderter Nomenklatur aufgestellt (DVWK 1996: 30ff., DVWK 1998: 12ff., Bock 1998: 219ff.).

Anlagen und sonstiger Vorhaben ausgerichtet. Für das Gewässereinzugsgebietsmanagement erscheinen sie nur beschränkt geeignet. Beispielsweise ist für die immissionsorientierte Gewässerentwicklung die Aufstellung von Zielen ohne vorherige Bestandsaufnahme nicht zielführend.

Auch das Fehlen einer Bestandsbewertung kann für das Gewässereinzugsgebietsmanagement nicht in Frage kommen. Und schließlich wird in der Darstellung nicht deutlich, welche Schritte oder Teilaufgaben fachliche Erkenntnisse sind und welche als gesellschaftliche Aufgaben eine entsprechende Beteiligung der Öffentlichkeit und Betroffener erfordern.

Nachdem das Gewässereinzugsgebietsmanagement als eine Aufgabe der Umweltentwicklung identifiziert worden ist, wird für das wasserhaushaltliche Entscheidungsmonitoring die Bezugnahme auf Entscheidungsprozesse gemäß Kapitel 2.2.1.2 als sinnfällig erachtet. Mit der dort dargestellten Abfolge von Entscheidungsschritten und umweltwissenschaftlichen Teilaufgaben lassen sich auch die Anwendungsbeschränkungen des zitierten vorhabensbezogenen Planungs- und Entscheidungsschemas für das Gewässereinzugsgebietsmanagement überwinden.

Analog zum umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitoring kommt für das Gewässereinzugsgebietsmanagement ebenfalls eine Differenzierung in einen wirkungsanalytischen und einen normativen Teilbeitrag in Betracht. Gegenstand der Wirkungsanalyse ist die Abbildung der komplexen wasserhaushaltlichen Beziehungsgefüge im Naturhaushalt in Bezug auf deren physische Beeinflussung bzw. Beeinflussbarkeit durch die gesellschaftlichen Nutzungen. Der normative Teilbeitrag befasst sich mit den auf dieses Abbild bezogenen Begründungszusammenhängen für die gesellschaftliche Normensetzung.

Durch die Analogie in der Problemstellung wird schließlich deutlich, dass die oben allgemein formulierte Methode Umweltbilanz auch beim Gewässereinzugsgebietsmanagement ein Anwendungsfeld findet. Ausgerichtet auf die inhaltliche Spezifik der wasserhaushaltlichen Problemstellung wird sie als „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“³⁸⁸ bezeichnet. Den Bedarf für dieses methodische Instrumentarium unterstreicht Borchardt (1998: 130), indem er für das Gewässereinzugsgebietsmanagement von einem Instrumentarium spricht, dessen Bausteine in den Grundzügen vorhanden und teilweise erprobt sind.

„In einer endgültigen Formulierung einer Systematik zur Ermittlung von Leitbildern, ökologischen Defiziten, Belastungen, Ursache-Wirkungs-Beziehungen und Bewertungsmaßstäben ist dies jedoch noch zu entwickeln.“ Es müsse insbesondere zur „Umsetzung interdisziplinärer wissenschaftlicher Erkenntnisse in die Praxis“ geeignet und „stärker als bisher prognostisch ausgerichtet sein, damit die Bewertungsverfahren und die daraus abzuleitenden wasserwirtschaftlichen Maßnahmen nicht den ökologischen Schäden nachfolgen und nachsorgenden Charakter haben“ (Borchardt 1998: 121f.). Ludwig & Gerlinger (1998: 89) fordern aus einer planerischen Perspektive für die gestiegenen Ansprüche der Umwelt- und Raumordnungspolitik „leistungsfähigere wasserwirtschaftliche Grundlagenarbeiten mit immer kurzfristigeren Aussagen“.

³⁸⁸ Eine Bezeichnung als „wasserhaushaltliche Umweltbilanz“ würde mit Wasserhaushalt und Umwelt einen Pleonasmus erzeugen, weshalb hierauf verzichtet wird.

2.4.2 Fachspezifisches methodisches Gesamtkonzept

In Anbetracht der ausführlichen Darlegung der allgemeinen Methode Umweltbilanz können sich die Erläuterungen zu deren Spezifik bei der Anwendung für das Gewässereinzugsgebietsmanagement beschränken. Kapitel 2.3 wird im Folgenden insofern vorausgesetzt. Als „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“ wird eine *fortschreibungsfähige Gegenüberstellung einer systemaren Abbildung von realen³⁸⁹ und alternativen potenziellen Zuständen eines oberirdischen Gewässers (Fließ-, Stand-, Übergangs- oder Küstengewässer) einschließlich seines Einzugsgebiets mit einem gesellschaftlich angestrebten Umweltzustand* bezeichnet. Sie umfasst sowohl die bewertungs- als auch die entscheidungsunterstützenden Aspekte eines wasserhaushaltlichen Entscheidungsmonitorings.

Die Methode integriert folgende Komponenten:

- A. Systemare Abbildung (System- und Simulationsmodell) eines definierten Gewässereinzugsgebiets mit seinen naturogenen Komponenten und ihren Wirkungsbeziehungen
- B. Indikatorensystem zur Beschreibung von Systemzuständen und Ermittlung von konkreten Indikatorenausprägungen (Ist-Zustand)
- C. Spezifizierung von gesellschaftlichen Zielen zur angestrebten (Mindest-)Umweltqualität bis auf die inhaltlich-skalenmäßige Auflösung der Umweltindikatoren (Soll-Zustand; Umweltqualitätszielkonzepte)
- D. Operationalisierung von Handlungsoptionen und -alternativen
- E. Wirkungsprognose bzw. ex ante-Wirkungsanalyse von Handlungsalternativen bzw. Szenarios mittels Simulationsmodell
- F. Soll-Ist/Prognose Bilanzierung
- G. Periodische Fortschreibungsfähigkeit der zuvor genannten Schritte

Die analogen Komponenten der „wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz“ und deren Zusammenhang zeigt Abbildung 2-16. Sie unterscheiden sich von der allgemeinen Methode Umweltbilanz lediglich dadurch, dass als naturogene Umwelt Gewässer³⁹⁰ mit ihren Einzugsgebieten thematisiert werden und als Entscheidungsprozess das Gewässereinzugsgebietsmanagement im Mittelpunkt steht. Auch für dieses Einsatzgebiet der Methode sind eine wirkungsanalytische und eine normative Dimension zu unterscheiden.

Die Darstellung der inhaltlichen Anforderungen an die Methode für das Gewässereinzugsgebietsmanagement erfolgt in einer generellen theoretisch-methodologischen Form. Sie ist auf die oben erwähnten grundlegenden Probleme der Bewirtschaftung von Gewässereinzugsgebieten ausgerichtet. Eine konkrete Veranschaulichung ihrer Anwendbarkeit bietet das anschließende Fallbeispiel. Im Vordergrund steht die Operationalisierung von Wirkungszusammenhängen für die Steuerungsaufgabe des Managements. Dafür kommt es auf die Formulierung handlungsorientierter Systemmodelle, die dahingehende Bezugnahme von Umweltqualitätszielkonzepten sowie Schnittstellen zwischen den ökologisch-physischen, den soziokulturellen und ökonomischen Aspekten des Gewässereinzugsgebietsmanagements an.

³⁸⁹ (einschließlich historischen)

³⁹⁰ Fließ-, Stand-, Übergangs-, Küstengewässer oder Grundwasser

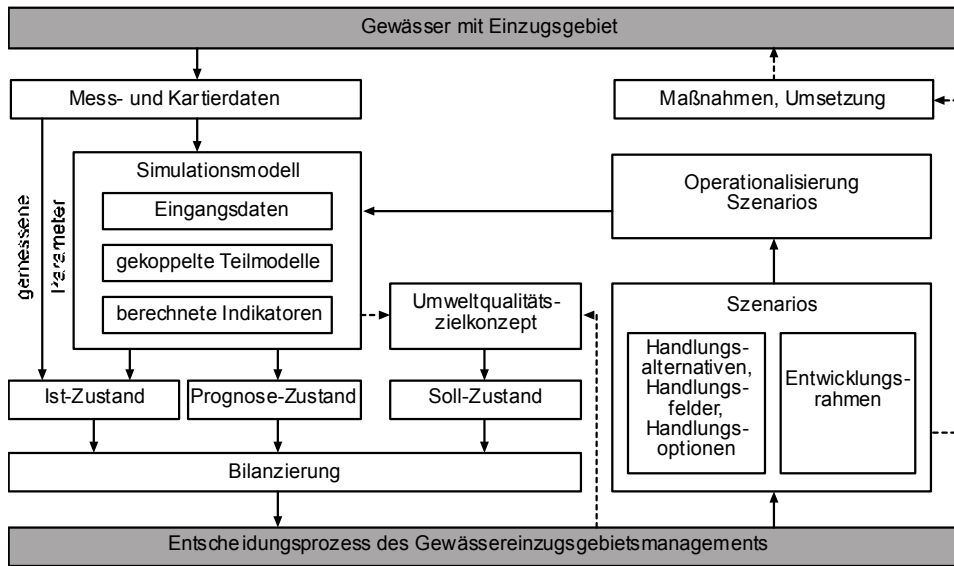


Abbildung 2-16: Funktionsschema der Methode „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“

2.4.3 Wirkungsanalytische Dimension

2.4.3.1 Gewässereinzugsgebietsmodell

Der in Kapitel 2.3.3 auf der Grundlage des Begriffsverständnisses der naturogenen Umwelt abgeleitete ganzheitliche Ansatz bedarf für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz einer Transferierung auf die spezifischen Verhältnisse des Wasserhaushalts. Allgemeiner Betrachtungsgegenstand der gewässerökologischen Wirkungsanalyse sind sämtliche fragestellungsspezifisch relevanten naturogenen Elemente, Prozesse und Strukturen der ober- und unterirdischen Gewässer³⁹¹ und ihrer Einzugsgebiete sowie deren Beeinflussung durch Nutzungen (vgl. Moster 1999, LAWA 2003, Teil 3: 33).

Damit werden nicht alleine die Einzugsgebiete, Auen und Niederungen als die mit den Gewässern vernetzte Systeme verstanden (Gunkel 1996: 19). Vielmehr gehören hierzu prinzipiell auch die überregionalen und globalen natürlichen Zusammenhänge vor allem im Hinblick auf die klimatischen Verhältnisse sowie die mit den definierten naturräumlichen Systemen in physischem Zusammenhang stehenden anthropogenen Einwirkungen (Bock 1998: 219, Borchardt 1998: 125). Die Wirkungsbeziehungen mit den Nutzungen werden jedoch nur bis zur Systemgrenze der wasserhaushaltlichen Umwelt gegenüber dem anthropogenen System einbezogen. Eine weitergehende Verfolgung der Wirkursachen innerhalb des anthropogenen Systems ist auch für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz nicht vorgesehen. Diesbezüglich sollen jedoch Schnittstellen zu Methoden und Instrumenten zur Beschreibung der anthropogenen Systeme wie den Umweltmanagementsystemen, Stoffstromanalysen etc. geschaffen werden.³⁹²

³⁹¹ (Fließ-, Stand-, Übergangs-, Küstengewässer; Grundwasser)

³⁹² Siehe Kap. 2.3.3.1. Gerade für den Gebrauch des „blauen Wassers“ ist von erheblichen Massenströmen im anthropogenen System auszugehen. Deshalb erscheint der hierfür notwendige Ressourceneinsatz für eine Gesamtbetrachtung des Themas Wasser unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit unumgänglich.

Zur Beschreibung von Gewässersystemen werden in der Regel verschiedene *Systemkompartimente*³⁹³ unterschieden. In der Literatur finden sich hierfür verschiedene Systematiken und Terminologien. In den meisten Fällen werden Abfluss, Stoffe, Morphologie³⁹⁴ und Lebensgemeinschaften abgegrenzt (z.B. Kohmann 1995: 566, DVWK 1996: 44, Borchardt 1998: 127, Bock 1998: 224f.). Die vorliegende Arbeit stützt sich auf diese Grobgliederung, nimmt aber bezüglich der Untersuchungsmethoden und Modellansätze zusätzlich eine Feingliederung nach Gewässerarten vor. Außerdem werden für die oberirdischen³⁹⁵ Einzugsgebiete zusätzliche Kompartimente formuliert.

Folgende generelle und in vielfältigen energetischen, stofflichen, strukturellen und informationellen Wechselbeziehungen stehenden *wasserhaushaltlichen Kompartimente*^{396,397} werden vorgeschlagen:

- (oberirdisches) Einzugsgebiet
 - Morphologie des Einzugsgebiets
 - Wasserhaushalt des Einzugsgebiets
 - Stoffhaushalt des Einzugsgebiets
 - Organismen des Einzugsgebiets

- Fließgewässer (einschl. Auen)
 - Morphologie der Fließgewässer³⁹⁸
 - Abflusssdynamik der Fließgewässer
 - Stoffhaushalt der Fließgewässer
 - Organismen³⁹⁹ der Fließgewässer

³⁹³ In der Literatur finden sich hierfür auch die Bezeichnungen „Struktur- und Funktionskomplex“ (DVWK 1998: 12f.) und Teilziele (Bock 1998: 224).

³⁹⁴ Teilweise sind die Auen darin einbezogen, häufig jedoch als zusätzliches Kompartiment genannt. In Anerkennung der natürlichen Amplitude der Abflusssdynamik wird hier die Aue als Teil des Gewässerbettes angesehen. Gerade im Tiefland ist der Übergang von Gewässerufer und Aue häufig fließend und eine Abgrenzung nur mittels definierten Abflussmengen bzw. Wasserständen möglich.

³⁹⁵ Die Abgrenzung zwischen ober- und unterirdischem Einzugsgebiet erfolgt entlang der effektiven Grundwasserneubildung. Alle vorgelagerten Prozesse der Wasserhaushaltsbilanz werden dem oberirdischen Einzugsgebiet zugeordnet, alle nachgelagerten dem unterirdischen.

³⁹⁶ In der deutschen Fassung des Anhang V WRRL findet der Begriff „Qualitätskomponente“ Verwendung: Wasserhaushalt und Morphologie = „hydromorphologische Qualitätskomponente“, Stoffhaushalt = „physikalisch-chemische Qualitätskomponente“, Organismen = „biologische Qualitätskomponente“.

³⁹⁷ Mit Ausnahme der Kompartimente für die Einzugsgebiete und der Geologie des unterirdischen Einzugsgebiets wird im Weiteren auch von *Gewässerkompartimenten* gesprochen.

³⁹⁸ In der nationalen Wasserwirtschaft wird verbreitet von „Gewässerstruktur“ gesprochen. Nach LAWA (1998a: 9) werden unter dem Begriff Gewässerstruktur „... alle räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbettes und seines Umfeldes verstanden, soweit sie hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam und für die ökologische Funktion des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind. Die Komponenten können natürlicherweise entstanden, vom Menschen geschaffen oder in ihrer Entstehung vom Menschen hervorgerufen worden sein“.

³⁹⁹ Unter dem Begriff „Organismen“ werden in diesem Zusammenhang „aquatische und semi-aquatische Taxa, Populationen und Biozöosen“ verstanden.

- Standgewässer
 - Morphologie der Standgewässer
 - Wasserhaushalt⁴⁰⁰ der Standgewässer
 - Stoffhaushalt der Standgewässer
 - Organismen der Standgewässer
- Übergangs- und Küstengewässer
 - Morphologie der Übergangs- und Küstengewässer
 - Wasseraustausch der Übergangs- und Küstengewässer
 - Stoffhaushalt der Übergangs- und Küstengewässer
 - Organismen der Übergangs- und Küstengewässer
- Grundwasser
 - Geologie des unterirdischen Einzugsgebiets und der Grundwasserleiter
 - Grundwasserhaushalt
 - Stoffhaushalt des Grundwassers
 - Organismen des Grundwassers

Die realen Verhältnisse der wasserhaushaltlichen Kompartimente werden maßgeblich durch die naturräumlichen Gegebenheiten der Gewässer und ihrer Einzugsgebiete sowie den anthropogenen Einflüssen bestimmt. Darüber hinaus bestehen Wirkungszusammenhänge mit anderen Umweltmedien, wie der Atmosphäre und dem Boden. Beispielsweise wird für die Abbildung von wasserhaushaltlichen Umwelten mit ausgeprägter Abhängigkeit von klimatischen Faktoren (z.B. Auen, Gewässer mit Niedrigwasserproblemen) eine weitergehende Einbeziehung atmosphärischer Prozesse notwendig sein. Die Abgrenzung innerhalb der naturogenen Umwelt sollte deshalb signifikante medienübergreifende Wirkungsbeziehungen identifizieren und berücksichtigen. Außerhalb der abgegrenzten Einzugsgebiete liegenden naturogenen und anthropogenen Wirkungen sind als externe Wirkungsbeziehungen einzubeziehen.

Als Nutzungen stehen für die Wasserwirtschaft und damit das Gewässereinzugsgebietsmanagement folgende Formen der anthropogenen Inanspruchnahme oder Beeinflussung des Wasserhaushalts im Vordergrund (vgl. z.B. Garbrecht 1985: 220ff., Gunkel 1996: 175, UBA 1999: 1, Böhm et al. 1999: 49): Wasserversorgung, Energiegewinnung, Kühlwasser, Schifffahrt, Hochwasser- und Küstenschutz⁴⁰¹, Sand- und Kiesabbau, Abwassereinleitung, Landwirtschaft (Be- und Entwässerung), Fischerei/Jagd, Freizeit und Erholung. Sie werden im Wasserhaushaltsgesetz als Gewässernutzungen bezeichnet.

Bei der vorliegenden Untersuchung findet in Anlehnung an Artikel 2 Nr. 39 WRRL⁴⁰² der Begriff „Gewässernutzung“ Verwendung, worunter die direkten Nutzungen der ober- und unterirdischen Gewässer oder die Nutzungen der Einzugsgebiete mit Folgen für die

⁴⁰⁰ v.a. Wasserbilanz, Wasserstand, Strömung, Schichtung

⁴⁰¹ Die Hochwasserproblematik ist bisher nicht Gegenstand des Gewässereinzugsgebietsmanagements. Nach einer Beschlussfassung der Europäischen Wasserdirektoren soll sie jedoch künftig einbezogen werden. Derzeit wird dazu ein Aktionsplan durch die EU-Kommission erarbeitet.

⁴⁰² In Artikel 2 Nr. 39 WRRL der deutschen Fassung wurde „use of waters“ mit „Wassernutzung“ übersetzt: „Wassernutzung: Die Wasserdienstleistungen sowie jede andere Handlung entsprechend Art. 5 und Anhang II mit signifikanten Auswirkungen auf den Wasserzustand“. Dies erscheint nicht nur im Hinblick auf die Ausrichtung der WRRL auf den Gewässerschutz unkorrekt. Vielmehr wird „waters“ beispielsweise im Glossar des Deutschen IHP/OHP-Nationalkomitees (IHP/OHP 1998) nicht als „Wasser“, sondern als „Gewässer“ übersetzt, weshalb es um Gewässernutzung geht.

Gewässer verstanden werden. Ihre jeweilige Bedeutung und Betrachtungsgenauigkeit ist von den Verhältnissen in konkreten Einzugsgebieten und der inhaltlichen und skalennmäßigen Ausrichtung der Modellbildung abhängig.

Aufgrund der nicht nur naturräumlich, sondern auch in ihrer Nutzung gebietsspezifischen Verhältnisse von Einzugsgebieten kommen für eine umsetzungsorientierte Modellierung und Simulation von Handlungsalternativen in erster Linie mikro- bis mesoskalige Gebietsgrößen in Frage⁴⁰³. Auf der Makroskala sind zwar Abschätzungen möglich. Der Grad der Operationalisierung kann jedoch aus Gründen der Heterogenität der wasserhaushaltlichen Verhältnisse in Verbindung mit ihrer methodischen Handhabung (Rechenleistung) nur sehr allgemein bleiben. Die in Artikel 5 WRRL bzw. § 1b WHG vorgesehene Bewirtschaftung von Flussgebieten⁴⁰⁴ ist zur Gewährleistung einer EU-weiten Überschaubarkeit zweifellos angemessen. Für ein modellgestütztes Einzugsgebietsmanagement erscheint eine Bearbeitung von Teileinzugsgebieten gemäß Artikel 13 (5) notwendig (Kluge 1997: 153).

In diesem Sinne wurde von der LAWA (2003, Teil 3: 10) formuliert, dass „innerhalb der Flussgebietseinheiten... *Wasserkörper* zu betrachten (sind), die gemäß der Definition in Artikel 2 Nr. 10 WRRL als einheitliche und bedeutende Abschnitte eines Oberflächenwassers gelten. ... Ein Wasserkörper ist eine kohärente Untereinheit einer Flussgebietseinheit, die die Umweltziele der WRRL erfüllen soll. Entsprechend muss ein Wasserkörper so ausgewählt werden, dass sein Zustand exakt beschrieben und mit den Umweltzielen der WRRL verglichen werden kann.“⁴⁰⁵ Als räumlicher Bezug solcher „Berichtseinheiten“⁴⁰⁶ werden bis zu 2.500 km² Einzugsgebiete angegeben (ebd.: 11). Die Notwendigkeit für eine höhere Auflösung der Untersuchungsgebiete wird nicht zuletzt auch durch die in Kapitel 2.4.4.1 erläuterten Anforderungen an eine gebietsbezogene Konkretisierung von Umweltzielen unterstrichen.

Grundwasserkörper sind nach Artikel 2 Ziffer 13 WRRL abgegrenzte Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter. Grundwasserleiter müssen eine „hinreichende“ Permeabilität aufweisen, die „entweder einen nennenswerten Grundwasserstrom oder die Entnahme erheblicher Grundwassermengen (10m³/d) ermöglichen“ (LAWA 2003, Teil 3: 33). Für die Beurteilung des Zustands soll ein hydraulisch möglichst geschlossenes und chemisch homogenes System abgegrenzt werden (ebd.). Auch Grundwasserkörper sind „Berichtseinheiten“.⁴⁰⁷ Nach Anhang II WRRL können sie zu Gruppen zusammengefasst werden. Wegen der mit der WRRL geforderten Gesamtbewirtschaftung sollen sie den Teileinzugsgebieten (Berichtseinheiten) der Oberflächenwasserkörper zugeordnet werden (ebd.).

⁴⁰³ Die Skalen werden wie folgt unterschieden (vgl. Kleeberg 1999): < 100 km² (Mikroskala), 100-1.000 km² (Mesoskala), >1.000 km² (Makroskala). In Anhang 1 Ziff. 2.1.1 der MusterVO zur nationalen Umsetzung der WRRL werden folgende Klassen vorgesehen: klein (ca. 10-100 km²), mittelgroß (ca. >100-1.000 km²), groß (ca. >1.000-10.000 km²) und sehr groß (ca. >10.000 km²).

⁴⁰⁴ Nach § 1b WHG wird von 10 Flussgebietseinheiten ausgegangen. Für diese ist nach LAWA (2003, Teil 1: 3) von einem Bearbeitungsmaßstab von 1 : 500.000 auszugehen.

⁴⁰⁵ ... „Eine Zerstückelung der Flussgebietseinheit in sehr kleine Einheiten kann diesem Ziel sowie der Forderung der WRRL, dass ein Wasserkörper ein signifikanter Teil einer Flussgebietseinheit sein soll, zuwider laufen.“ (ebd.)

⁴⁰⁶ Alternativ wird auch von „Betrachtungsräumen“ gesprochen (LAWA 2002a: 5, 2003, Teil 3: 19).

⁴⁰⁷ Von der LAWA (2003, Teil 3: 33) wird ohne Begründung anders als bei den Oberflächenwasserkörpern von „Bewertungseinheit“ oder „Einheit“ gesprochen.

Die realiter überkomplexen Wirkungsgefüge aus den genannten wasserhaushaltlichen Kompartimenten und Gewässernutzungen stellen eine erhebliche Herausforderung für deren Abbildung in Gewässereinzugsgebietsmodellen dar. Aus diesem Grund wurde bis in die Gegenwart eine Vielzahl von Teilmodellen für einzelne wasserhaushaltliche Prozesse oder zur Beschreibung von Systemkompartimenten konzipiert. Diese sind bisher nur bedingt untereinander in Zusammenhang gestellt worden. Rode (1999: 51f.) kommt in diesem Sinne zu der Einschätzung: „Bisher wurden mathematische Modellierungen für ein Einzugsgebiet stets sektoral durchgeführt und für jede Modellanwendung spezielle Daten aufgenommen und ausgewertet, Karten erstellt und Modellergebnisse interpretiert.“

Für die ganzheitlichen Anforderungen an das Gewässereinzugsgebietsmanagement bedarf es einer Zusammenführung von Teilfragestellungen (vg. DFG 2003: 83). Hierfür wäre grundsätzlich eine „primäre Integration“ durch die Entwicklung umfassender Simulationsmodelle oder eine „sekundäre Integration“ von eigenständig bearbeiteten Einzelansätzen möglich.⁴⁰⁸ Gegen eine primäre Integration sprechen vor allem die Problematik der Validierung solcher überkomplexen Ansätze als auch der kontinuierliche Zuwachs an sektoralen Prozesskenntnissen mit der dadurch notwendigen Weiterentwicklung von Modellansätzen. Aussichtsreicher erscheint die fragestellungsspezifische Kopplung von Teilmodellen⁴⁰⁹ und sektoralen Untersuchungsansätzen⁴¹⁰. Dadurch kann einerseits die inhaltliche Detailliertheit und Validität der Einzelansätze und gleichzeitig deren Weiterentwicklung für ganzheitliche Aufgabenstellungen genutzt werden.

Im Weiteren wird deshalb die Sekundärintegration als prioritäre Konzeption verfolgt. Dies soll nicht ausschließen, dass mit der eingehenderen Bearbeitung von Modellschnittstellen künftig auch primär integrierte Ansätze ihre Berechtigung finden können. Bezogen auf das Gewässereinzugsgebietsmanagement steht die Entwicklung von Schnittstellen zwischen Teilmodellen noch am Anfang (vgl. DFG 2003: 28ff.). Horsch & Messner (1999: 206) sehen alleine für die Kopplung von Oberflächen- und Grundwassermodellen Forschungsbedarf.⁴¹¹ Eine weitergehende Einbeziehung der übrigen Kompartimente ist dabei noch nicht berücksichtigt.

Folgende generelle Aspekte der Integration werden hier als wesentlich aufgefasst:

- Konzeptionelle Abbildung der wasserhaushaltlichen Wirkungszusammenhänge für konkrete Einzugsgebiete einschließlich Wechselbeziehungen zu Gewässernutzungen
- Schaffung von Schnittstellen zwischen den Parametern und Variablen der für deren Beschreibung geeigneten Untersuchungsmethoden
- Harmonisierung und gemeinsame Organisation der Daten

Die Frage der wasserhaushaltlichen Wirkungszusammenhänge behandelt die Bestimmung des Modellierungsgegenstandes mit dessen Komponenten und Wirkungsbezie-

⁴⁰⁸ Siehe Kap. 2.3.3.1.

⁴⁰⁹ u.a. hydrologische Modelle (z.B. ArcEGMO, WaSim-ETH), Grundwassermodelle (z.B. MODFLOW, FEFLOW, CANDY), Stofftransportmodelle (z.B. SWAT, AGNPS, SWIM), Gütemodelle (z.B. WASP5, QSIM, ATV-Gütemodell)

⁴¹⁰ U.a. Analysen von physikalisch-chemischen Parametern, Strukturgütekartierungen, Kartierungen von Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos, Ichthyozönose.

⁴¹¹ Ansätze dazu finden sich bei Klöcking et al. (2002).

hungen. Hierzu bedarf es eines konzeptionellen Zugangs, der sich nicht alleine auf eine Kopplung vorhandener Module beschränkt. Vielmehr ist das jeweilige System mit seinen Elementen, Prozessen und Strukturen soweit notwendig zu beschreiben. Dass damit generell nur Verkürzungen der realen Systeme erzeugt werden können, gilt auch für den Wasserhaushalt (z.B. Lehmann et al. 1995: 539)⁴¹².

Erst nach dieser konzeptionellen Vorbereitung ist zu prüfen, welche vorhandenen Modelle als Module einbezogen werden können und welche Modelle oder Algorithmen fragestellungsspezifisch zu ergänzen sind. Hierbei gilt vor allem auch die Gewässernutzungen zu beachten, da sie als beeinflussbare Elemente eine wesentliche Rolle beim Gewässereinzugsgebietsmanagement spielen. Sie können zu völlig neuartigen Anforderungen an die Modellkonzeption führen (vgl. Peters 1999: 18). Dies gilt sowohl hinsichtlich der zu berücksichtigenden Elemente als auch bezüglich der unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Dynamik.⁴¹³

Um die in einem Einzugsgebiet betrachteten Zusammenhänge zu verdeutlichen, erscheint eine Formulierung von (konzeptionellen) Systemmodellen sinnfälliger. In ihnen sind insbesondere die bewirtschaftungsbedingt beeinflussbaren Parameter und die maßgeblichen Systemvariablen als Zustandsindikatoren sowie die für deren Beschreibung erforderlichen Untersuchungsmethoden und Prozessmodelle darzustellen. Aufgrund der Spezifik von Einzugsgebieten erscheint die Verwendung eines allgemeinen Systemmodells nicht sinnvoll. Entsprechend wird in dieser Arbeit ein solches Modell nur für das näher untersuchte Einzugsgebiet der Salza entworfen.

Bei den Schnittstellen zwischen den Untersuchungsmethoden und Prozessmodellen sind allem voran die Unterschiede in der sachlichen, räumlichen und zeitlichen Auflösung⁴¹⁴ der verwendeten Parameter und ermittelten Variablen sowie in der skalennmäßigen Anwendbarkeit zu beachten. Deren Ursachen sind sowohl auf die spezifische Allokation und Dynamik von Elementen, Prozessen und Strukturen als auch auf die Vielfalt der hierfür entwickelten Methoden bzw. erhobenen Daten zurückzuführen.⁴¹⁵ Die für eine Kopplung vorgesehenen Einzelansätze sind aus diesem Grund jeweils exakt zu definieren.

Über die Passfähigkeit der gemeinsamen Kenngrößen von verschiedenen Untersuchungsansätzen hinaus bedarf die Kopplung außerdem einer Harmonisierung und gemeinsamen Organisation der Daten. Nur so lässt sich sicherstellen, dass Datenquelle, räumlicher und zeitlicher Bezug, Aktualität, Koordinatensystem etc. übereinstimmen. Aus diesem Grund wird in der Regel der Zugriff auf eine gemeinsame Datenbasis mit Metadatenverwaltung, sei es online oder offline, notwendig sein.

⁴¹² Vgl. Kap. 2.3.3.1.

⁴¹³ Fließgewässer mit ihren Auen weisen eine hohe Dynamik auf, deren Einzugsgebiete verändern sich in ihren naturräumlichen Komponenten nur in geologischen Zeiträumen. Demgegenüber weisen die anthropogenen Einwirkungen auf Gewässer, Auen und Einzugsgebiete eine hohe zeitliche Dynamik auf (Bock 1998: 217ff.).

⁴¹⁴ Dies schließt die Kompatibilität der Maßeinheiten ein.

⁴¹⁵ Beispielsweise sind Abfluss und Stofftransport gerade in Einzugsgebieten mit einer hohen Abflussdynamik nur bis zu einem gewissen Grade miteinander korreliert (vgl. z.B. Schmidt & Frühauf 2000). Eine gemeinsame Betrachtung gestattet insofern keine zu hohe zeitliche Auflösung.

Die Sekundärintegration kann durch eine lose Kopplung von Teilmodellen und Untersuchungsmethoden oder durch komplexe modulare Modellsysteme erfolgen. Bei ersteren verläuft der Informationsfluss meist nur bottom up. Im Gegensatz dazu weisen Modellsysteme wie z.B. das Modular Modelling System (MMS; Leavesley et al. 1996) und das Object Modelling System (OMS; David 1997 a, b,) Potenziale für Rückkopplungen zwischen den Teilmodellen auf (Rode 2001: 25).⁴¹⁶

2.4.3.2 Wasserhaushaltliche Indikatoren

Eine generelle Angabe von Indikatoren für das Gewässereinzugsgebietsmanagement erscheint aus umweltwissenschaftlicher Sicht ebenfalls nicht sinnvoll, wenngleich dies aus Gründen einheitlicher Verfahren der Fall sein kann. Die Relevanz von Kenngrößen als Indikatoren hängt vom jeweiligen Gewässereinzugsgebiet und der jeweiligen inhaltlichen und skalenmäßigen Fragestellung ab. Grundsätzlich gilt es eine repräsentative Abbildung der wasserhaushaltlichen Kompartimente mit ihren unbelebten und belebten naturogenen Elementen, Prozessen und Strukturen sowie die vertiefende Beschreibung von kritischen Verhältnissen anzustreben. Mit dem vorliegenden ganzheitlichen Ansatz wird eine dahingehende Auswahl unterstützt. Allerdings ist auch sie immer mit einem subjektiven Moment aufgrund von Erfahrungen und Wertvorstellungen verbunden (Lehmann et al. 1995: 539). Deshalb wurde in Kapitel 2.3.3.2 auf die notwendige Abstimmung mit den Entscheidungsträgern hingewiesen.

Für die Indikation der Zustände von Gewässern mit ihren Einzugsgebieten existiert eine potenziell außerordentlich große Zahl an abiotischen und biotischen Kenngrößen. Dies ergibt sich nicht zuletzt durch die immense Anzahl an artifiziellen Stoffen, insbesondere organischen Verbindungen. Eine vollständige Auflistung dürfte deshalb in der Gegenwart mangels Recherchierbarkeit kaum mehr möglich sein.⁴¹⁷ Wichtige Quellen können die für das nationale Gewässereinzugsgebietsmanagement jeweils gültigen EU-Rechtsvorschriften, nationale Vorschriften und Empfehlungen der LAWA (v.a. 1994b, 1997, 1998b,c,e, 2000a, 2002b: 13ff.) sein. Zusammenfassende Darstellungen finden sich u.a. bei DVWK (1998, 1999b: 19f.), Böhm et al. (1999), DVWK (1998, 1999b: 19f.), UBA (1999), Irmer (1999: 43ff.) etc.⁴¹⁸ – Im Zuge der Umsetzung der WRRL werden die Kenngrößen nach Anhang V Ziff. 1.1 (Oberflächengewässer) und Ziff. 2.1 - 2.4 (Grundwasser) sowie Artikel 16 Absatz 2 (prioritäre Stoffe) eine besondere Bedeutung erlangen. Einige der Empfehlungen der LAWA werden dahingehend anzupassen sein.

Aus Gründen der Erfass-, Abbild- und Vermittelbarkeit wird in der Regel nur eine sehr begrenzte Anzahl dieser Kenngrößen gebietsbezogen als Indikatoren auszuwählen sein. Dies schließt nicht aus, dass eine Reihe von ihnen mittels Überwachungsprotokollen ständig überprüft wird. Eine Simulation in einem einzugsgebietsbezogenen Modell wird – neben aggregierten Zustandsgrößen wie den ökologischen und anderen Zuständen – nur dann in Betracht kommen, wenn die Prozesse der Ein- und Auswirkungen in den „Berichtseinheiten“ eingehender zu untersuchen sind.

⁴¹⁶ Inwieweit derartige Ansätze auch für die Anwendung nutzbar sind, konnte bisher noch nicht nachgewiesen werden. Allerdings steht diese Frage in der Abstraktheit der Darstellungen an dieser Stelle noch nicht im Vordergrund.

⁴¹⁷ Fürst et al. (1992: 49) gehen bereits für Ende der 1980er Jahre von mehr als 100.000 organischen Substanzen aus.

⁴¹⁸ Siehe Kap. 2.4.4.1.

2.4.3.3 Operationalisierung wasserwirtschaftlicher Handlungsoptionen

Für das Gewässereinzugsgebietsmanagement ergeben sich aus den zuvor genannten Nutzungen zahlreiche *Handlungsfelder*. Nachdem für jedes Handlungsfeld durchwegs mehrere unterschiedliche Aktivitäten in Betracht kommen können, ist die Anzahl von *Handlungsoptionen* für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz potenziell sehr hoch. Dies zeigt sich unter anderem durch Anhang VI WRRL, der in Teil B auf 17 Maßnahmenkategorien verweist. Letztere sind allerdings inhaltlich teilweise unbestimmt⁴¹⁹. Dafür werden etliche der sich aus den erwähnten Nutzungen ergebenden Handlungsoptionen nicht genannt.⁴²⁰ In Kapitel 2.3.3.3 wurde bereits darauf hingewiesen, dass Handlungsoptionen, -alternativen und Szenarios für die jeweiligen Einzugsgebiete und Fragestellungen eigens zu konzipieren sind. Aus diesem Grund wird im Weiteren auf eine Auflistung von Handlungspotenzialen verzichtet (siehe dazu u.a. DVWK 1996: 47ff.).

Für die Frage der Operationalisierung erscheint gegenüber den allgemeinen Darstellungen in Kapitel 2.3.3.3 keine weiterführende Konkretisierung sinnvoll. Die diesbezüglichen Anforderungen sind einerseits von den Systemmodellen und andererseits von den betrachteten Handlungsoptionen abhängig. Die nachfolgende Anwendung der Methode Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza bietet dahingehend ein Fallbeispiel.

2.4.3.4 Wasserhaushaltliche Wirkungsprognose bzw. -analyse

Für die Wirkungsprognose oder -analyse von strategischen Handlungsalternativen bzw. Szenarios entsprechend Kapitel 2.3.3.4 stehen insbesondere für die Abflussverhältnisse von Fließgewässern, die Wasserbilanz von Standgewässern, den Grundwasserhaushalt sowie für ausgewählte physikalisch-chemische Güteparameter in Oberflächengewässern und dem Grundwasser eine Reihe langjährig erprobter Teilmodelle zur Verfügung.⁴²¹ Insofern sind dahingehende Handlungsoptionen in ihren Auswirkungen – zumindest in Bezug auf eine isolierte Betrachtung von einzelnen Kenngrößen – teilweise gut abschätzbar.

Für Vorkommen von Organismen, welche neben den abiotischen durch demökologische⁴²² und biozöologische Bedingungen bestimmt werden, sind kausale Wirkungszusammenhänge erheblich schwieriger zu simulieren (DFG 2003: 79).⁴²³ Für Oberflächengewässer betont Thiele (1999: 49), dass eine standortabhängige Bioindikation – als Umkehrung einer Vorhersagbarkeit – vor allem für relativ immobile tierische Organismen mit kleinen Raumansprüchen sowie die Vegetation möglich ist. Die Erforschung des anthropogenen Einflusses auf die Organismen im Grundwasser steht noch am Anfang (Gliesche 1998: 47).

⁴¹⁹ Hierzu gehören u.a. die ergänzenden Maßnahmen der Ziffern I-V, XI, XIII, XV – XII.

⁴²⁰ Z.B. die Verringerung der siedlungswasserwirtschaftlichen Einträge.

⁴²¹ Siehe Kap. 2.4.3.1.

⁴²² Dies gilt vor allem auch für anadrome Arten, die von der Durchgängigkeit von Fließgewässern angewiesen sind.

⁴²³ „Gemessen an der außerordentlichen Komplexität von Gewässerökosystemen und der in ihnen herrschenden hochgradigen Stochastik wird das Ausmaß der Defizite in der Biodiversitätsforschung im limnischen Bereich deutlich“ (DFG 2003: 79).

2.4.3.5 Monitoring der realen Einzugsgebietsentwicklung / Gewässerüberwachung

Auch hinsichtlich des Monitorings ergibt sich für das Gewässereinzugsgebietsmanagement zumindest für eine generelle Darstellung keine Spezifik gegenüber der allgemeinen Methode Umweltbilanz. Lediglich auf die Gewässerüberwachung soll kurz eingegangen werden. Aus dieser kontinuierlichen Zustandserfassung ergeben sich für die Überprüfung von eingeleiteten Maßnahmen besondere Möglichkeiten einer expliziten *Erfolgskontrolle*. Nach einer anfänglichen Beschränkung auf die organische Belastung von Gewässern durch die Bestimmung der Saprobie wurden und werden in Deutschland weiterhin ergänzende Klassifikationen entwickelt (vgl. Arzet 1995, Friedrich & Hesse 1996: 6/2 f., Friedrich 1998: 36f., LAWA 1998b, 2000a, UBA 1999, Irmer 1999, Friedrich & Herbst 2004).⁴²⁴

Auch bei der nationalen Umsetzung der WRRL werden nach Artikel 8 – wenngleich mit geänderten Klassifikationen – diese Verfahren zur regelmäßigen Aufnahme der Gewässer fortgeführt (LAWA 2002: Anhang 6, 2003: 100ff.). Hierdurch sind für ein Monitoring der Entwicklung des Wasserhaushalts prinzipiell gute Voraussetzungen gegeben.⁴²⁵

Einige Defizite des bisherigen Systems, insbesondere für die Darstellung des Zustands von Teileinzugsgebieten, werden in den Kapiteln 3 und 4 angesprochen. Hieraus resultiert ein Bedarf für eine gebietsbezogene Spezifizierung der Erfassung von Gewässerparametern und der für deren Bewertung zugrunde liegenden Zielvorgaben.

2.4.4 Normative Dimension

Im Vergleich zur allgemeinen Umweltentwicklung sind auf dem Gebiet des immissionsorientierten Gewässerschutzes in den 1990er Jahren weitgehend unabhängige Begriffe, Zielkategorien und Verfahren zu deren Ableitung entstanden. Zwar erfolgte gerade hinsichtlich der Bezeichnungen Umweltqualitätsziele und -standards vereinzelt eine Übertragung der umweltplanerischen Terminologie in die Wasserwirtschaft (Fürst et al. 1992: 145, Bosch & Partner 1993, Esser 1996). Bei maßgeblichen Veröffentlichungen von LAWA und DVWK fanden diese jedoch zumeist keine Verwendung (u.a. DVWK 1996: 36ff., 1998: 12ff., LAWA 1998c,e).⁴²⁶ Für die Konkretisierung der normativen Dimension der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz werden im Folgenden deshalb zunächst die bisherigen wasserwirtschaftlichen Zielbegriffe erläutert, um sie anschließend

⁴²⁴ Fließgewässer: biologische Gewässergüte (Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos, Fischfauna; Irmer 1999: 44f.), physikalisch-chemische Gewässerbeschaffenheit, Sedimentbeschaffenheit, Strukturgüte, Säurestatus kleiner Fließgewässer, Trophie planktondominierter Flüsse; Stehende Gewässer: Gewässergüte (Trophie); Küstengewässer: physikalisch-chemische Beschaffenheit; Sonstige: Fischgewässer, Badegewässer, Oberflächengewässer für Trinkwassernutzung; Grundwasser: physikalisch-chemische Gewässerbeschaffenheit (nach Friedrich 1998: 36f., ergänzt).

⁴²⁵ Die Eignung von Überwachungsprogrammen für ein Monitoring ist allerdings von der räumlichen und zeitlichen Auflösung der Messungen abhängig.

⁴²⁶ Die beiden Veröffentlichungen des UBA (1996, 1999) nehmen dahingehend eine Art Zwischenstellung zwischen Umweltplanung und Wasserwirtschaft ein.

in den Kapiteln 2.4.4.1 und 2.4.4.2 in eine zur allgemeinen Umweltbilanz analoge Systematik überführen zu können.

Auf die Zielkategorien der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) kann im vorliegenden Rahmen nicht vertiefend eingegangen werden. Dies liegt insbesondere am Entstehungszeitpunkt der Arbeit, da die Konkretisierung der Anhänge der Richtlinie parallel erfolgte und noch nicht abgeschlossen ist. Hieraus ergibt sich kein grundlegender Nachteil, da die theoretischen und methodischen Grundlagen des Kapitels 2.3.4 grundsätzlich auch für die Wasserwirtschaft relevant sind. Mit der Aufbereitung der Zieldiskussion in der Wasserwirtschaft vor der Einführung der WRRL und deren Zusammenführung mit den Zielkategorien der Umweltbilanz wird ein allgemeiner Rahmen für die Begründung und Festlegung von Zielen nach verschiedenen Zielkategorien bereitgestellt. Darin lassen sich auch die derzeit neu entwickelten Klassifikationen einordnen.

Trotz der umweltwissenschaftlich sehr detaillierten Anhänge der WRRL wird für die Gewässerentwicklung die Zieldiskussion nicht völlig an Bedeutung verlieren. Dies dürfte unter anderem bei der inkrementalen Zielerreichung unter Einbeziehung der Öffentlichkeit und bei notwendigen Abweichungen von den generellen Zielen in den Berichtseinheiten gelten (vgl. Pinter 1998: 149). Der Bewirtschaftungsplan Salza ist diesbezüglich ein aufschlussreiches Beispiel.

Referenzzustand, Leitbild, Entwicklungsziel

Die nach DVWK (1996: 43) unterschiedenen Zielbegriffe für die gesamträumlich integrative Ebene von Leitbildern enthält Abbildung 2.17.⁴²⁷ Unter dem (potenziellen) Leitbild wird „das aus rein fachlicher Sicht maximal mögliche Entwicklungsziel“ verstanden. Es beschreibt, „welche Annäherung an die natürliche Entwicklung unter den heutigen Umständen maximal erreichbar wäre, wenn es keine sozialen und ökonomischen Beschränkungen gäbe“ (DVWK 1996: 37).⁴²⁸

Hiervon wird das integrierte Leitbild bzw. Entwicklungsziel unterschieden. Es „definiert den voraussichtlich realisierbaren Zustand von Einzugsgebiet, Aue und Fließgewässer“ und „fordert die notwendigen Veränderungen.“ Es stellt den heute erreichbaren Schritt in eine vom Leitbild vorgezeichnete Zukunft dar. Das Entwicklungsziel ist in Zusammenarbeit mit den zuständigen Stellen und Einrichtungen aufzustellen“ (ebd.: 43) und bezieht Kosten-Nutzen-Betrachtungen mit ein (Friedrich & Hesse 1996: 6/8).

Hamm (1998: 16) vertritt die Auffassung, dass unter Leitbild lediglich der „heutige potenzielle natürliche Gewässerzustand“ verstanden werden sollte. Hierbei handle es sich um den Gewässerzustand, „der sich unter heutigen klimatischen Verhältnissen und unter dem Einfluss einer naturnahen Waldlandschaft einstellen würde“ (LfU 1995 zitiert in ebd.). „Dieses Leitbild ist gleichzeitig der Referenzzustand (potenzielle natürliche Zu-

⁴²⁷ Dies entspricht laut Abb. 2.8 dem horizontalen Zielzusammenhang.

⁴²⁸ Vgl. auch den Beschluss der 6. Sitzung der LAWA-AG „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“: „Das Leitbild definiert den Zustand eines Gewässers anhand des heutigen Naturraumpotenzials des Gewässerökosystems auf der Grundlage des Kenntnisstandes über dessen natürliche Funktionen. ... Es kann lediglich als das aus rein fachlicher Sicht maximal mögliche Sanierungsziel verstanden werden, wenn es keine sozio-ökonomischen Beschränkungen gäbe.“

stand) für Bewertungen ..., die als eine Klassifizierung der Auslenkung des Ist-Zustands von diesem Leitbild/Referenzzustand verstanden“ werden (ebd., LAWA 2000a).

Der potenzielle natürliche Zustand ist mit der Einschränkung verbunden, dass er keine Orientierung im Hinblick auf seine Realisierbarkeit unter Berücksichtigung der vorhandenen Nutzungen zulässt.⁴²⁹ Im dicht besiedelten Mitteleuropa werden die Klimaxverhältnisse durchwegs nicht erreichbar sein. Die realisierbaren und gesellschaftlich festzulegenden dauerhaft umweltgerechten Verhältnisse bleiben damit unbestimmt.⁴³⁰ Lehmann et al. (1995: 531) fordern deshalb, „die angestrebten Bewertungen sollten sich ... nicht an einem unbeeinflussten, hypothetischen „Naturzustand“, sondern bewusst an der heutigen naturräumlich (und nutzungsbedingt; d. Verf.) differenzierten Kulturlandschaft orientieren.“

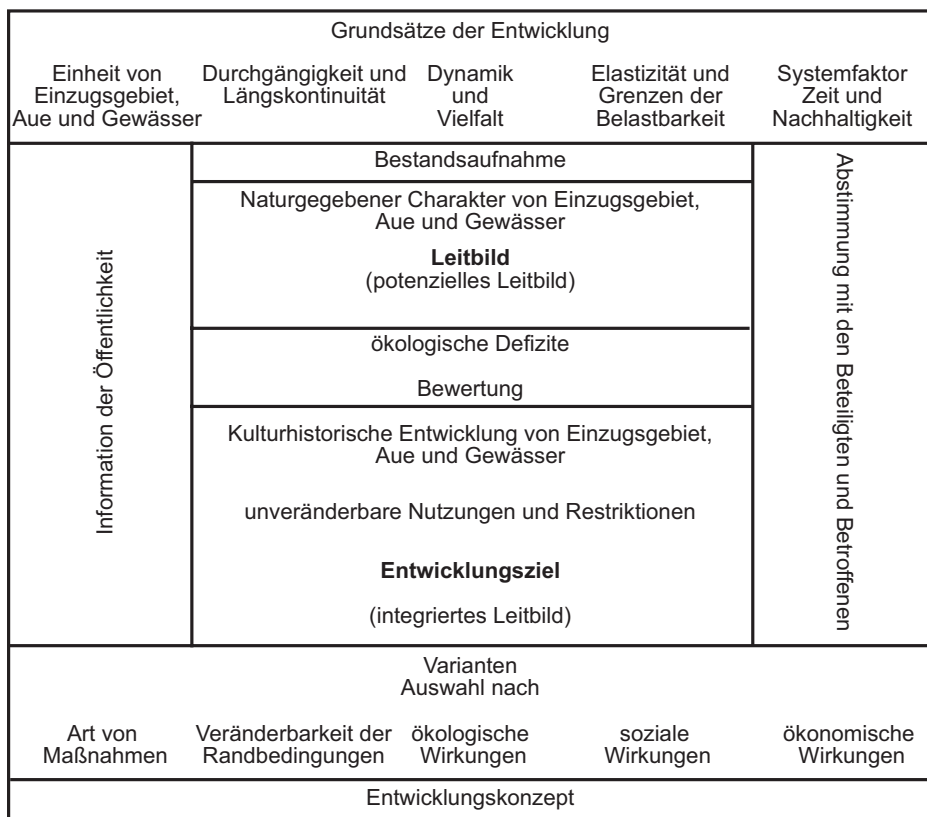


Abbildung 2-17: Funktion und Stellung von Leitbild und Entwicklungsziel im Planungsablauf (DVWK 1996: 43)

Vor diesem Hintergrund erscheinen die Definitionen von „sehr gutem Zustand“ und „gutem Zustand“ nach Art. 4 in Verbindung mit Anhang V WRRL keinesfalls trivial und mit relevanter gesellschaftlicher Werthaltigkeit verbunden. Dabei stellt sich die Frage, wie

⁴²⁹ Zur Problematik des „heutigen potenziellen natürlichen Zustands“ siehe auch von Keitz & Schmalholz (2002: 120).

⁴³⁰ Näheres siehe unten.

die Abgrenzungen der „störenden Einflüsse“ nach Anhang V Ziffer 1.2 WRRL von den anthropogen stark überprägten mitteleuropäischen Verhältnissen begründet werden. Der normative Gehalt dieser Abgrenzung wird bislang in erster Linie in Bezug auf die notwendigen Klassifikationen diskutiert. Er sollte darüber hinaus im Kontext der von den gesamträumlichen und integrativen Bedingungen abhängigen Re-Naturierungspotenzialen von konkreten Gewässern mit ihren Einzugsgebieten betrachtet werden. Von Bedeutung ist außerdem die Inanspruchnahme der weniger strengen Umweltziele gemäß Artikel 4 Absätze 4, 5, 6 und 7.

Die in der nationalen wasserwirtschaftlichen Literatur bis zur Einführung der WRRL überwiegende Verwendung des Leitbild-Begriffs als potenzieller natürlicher Zustand wich von dem oben für die Umweltentwicklung resümierten wie auch für die allgemeine Umweltbilanz herausgearbeiteten Begriffsverständnis ab.⁴³¹ Dort wird übereinstimmend von Leitbildern als ganzheitlicher und gesamträumlicher *Zielkategorie* für dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse gesprochen. Lediglich das auch als „integriertes Leitbild“ bezeichnete wasserwirtschaftliche „Entwicklungsziel“⁴³² (DVWK 1996: 43, Bock 1998: 224) stimmt näherungsweise mit diesem Leitbild-Begriff überein. Allerdings wird dieses Leitbild bereits mit sozialen und ökonomischen Belangen abgewogen. In diesem Fall wäre es bereits der Handlungsziel- und nicht mehr der Qualitätszielkategorie zuzuordnen.

Ober-, Unter-, Teilziele und Zielkriterien

Auch in der vertikalen Konkretisierung von Leitbildern zu messbaren Parametern bestehen zahlreiche Diskrepanzen zwischen der Terminologie in der allgemeinen Umweltentwicklung und der Wasserwirtschaft. Wie oben erwähnt, ließen sich in der wasserwirtschaftlichen Literatur für die Ebenen der Ziele und Standards zwar vereinzelt auch die Begriffe Umweltqualitätsziele und -standards finden. Bisher erfolgte jedoch überwiegend die Verwendung mehrstufiger Zielhierarchien mit anderen Bezeichnungen der einzelnen Ebenen. Ein Beispiel hierfür sind Ober-, Unter-, Teilziele und Zielkriterien (DVWK 1998: 14ff.), die sich auf (submediale) Struktur- und Funktionskomplexe⁴³³ beziehen. Eine Herleitung dieser aus einem übergreifenden, integrierenden Leitbild konnte in der Literatur nicht gefunden werden.

Bei den Zielkriterien werden in der Wasserwirtschaft Stufen unterschiedlicher Schutzniveaus unterschieden. Toxikologische und ökotoxikologische *Wirkungsschwellen* definieren Mindestgüteanforderungen zum Schutz von Mensch und Umwelt (UBA 1999: 9). Dieses Begriffsverständnis ist allerdings im Vergleich zu den Darstellungen in Kapitel 2.3.4.3 deutlich enger gefasst, da es sich nicht auf dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse, sondern ausschließlich auf eine Gefahrenabwehr bezieht. Erst unter stofflichen *Zielvorgaben* werden langfristig zu erreichende Schutzniveaus verstanden, die „auch kommenden Generationen alle Optionen offenhält“ (ebd.; vgl. LAWA 1997, 1998c,e).

⁴³¹ Siehe Kap. 2.2.2.2 und 2.3.4.2.

⁴³² Nach Bock (1998: 224) handelt es sich um den unter den gegebenen Bedingungen realisierbaren Zustand von Einzugsgebiet, Aue und Fließgewässer, wobei dazu bereits eine Abwägung mit sozialen und ökonomischen Belangen erfolgt.

⁴³³ Die Struktur- und Funktionskomplexe sind in etwa den in Kap. 2.4.3.1 genannten Kompartimenten äquivalent.

Im Gegensatz zu den auf immissionsseitige Zielkriterien ausgerichteten Wirkungsschwellen und Zielvorgaben handelt es sich bei den emissionsorientierten Regelungen durchwegs um Umwelthandlungsziele. Diese sind zumeist jedoch nicht auf Umweltqualitätsziele und -standards bezogen, sondern dienen einer allgemeinen Eintragsminimierung. Hierzu gehörten einerseits die aus § 7a WHG abgeleiteten Minimierungspflichten, die in der Abwasserverordnung (AbwV) in Form von *Grenzwerten* konkretisiert sind. Andererseits gilt dies für die insbesondere im internationalen Gewässerschutz verwendeten emissionsseitigen *Mengenreduktionsziele*. Jene werden „in der Regel pragmatisch definiert ...“ und „in ihren grundsätzlichen Erfordernissen auch aus fachlicher Sicht qualitativ begründet ...“ (UBA 1999: 6).

Entwicklungsbedarf

Durch die skizzierte Begriffsverwendung in der Wasserwirtschaft ergeben sich gegenüber den beschriebenen normativen Aspekten für ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring bei der Umweltentwicklung einige Probleme, die bei der Konzipierung einer wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz zu beachten sind. Zunächst erscheint eine horizontale Systematisierung der Umweltqualitäts- und der Umwelthandlungskategorie erforderlich. In der neueren Literatur findet sich zwar der Begriff Umwelthandlungsziel (z.B. UBA 1999: 5ff., Walz et al. 1999: 262). Eine konsistente Zuweisung der vorhandenen Zielbegriffe steht bisher aus.

Speziell die Differenzierung von Qualitäts- gegenüber Handlungszielen erscheint für die Wasserwirtschaft bedeutsam, da der Gewässerschutz entwicklungsgeschichtlich zunächst durch Nutzungskonflikte und daraus abgeleiteten Emissionsbegrenzungen entstanden ist (Fürst et al. 1992: 145). Die ergänzenden⁴³⁴ und strengeren immissionsseitigen Anforderungen an dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse erlangten erst Mitte der 1990er Jahre vor dem Hintergrund der internationalen Diskussion über Nachhaltigkeit an Bedeutung.

Weiterhin stellt sich die Frage der Begründung und Legitimation von dauerhaft umweltgerechten Gewässerschutzzielen. Die scheinbar objektive Generierbarkeit von heutigen potenziellen natürlichen Gewässerzuständen und deren normative Verwendbarkeit als anzustrebender Zustand sind wissenschaftstheoretisch kritisch zu sehen. Die Definition dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse ist – wie oben bereits erwähnt – nicht ohne Annahmen und Setzungen möglich. Gerade unter Einbeziehung von Einzugsgebieten kann unter den zivilisatorischen Gegebenheiten Mitteleuropas nicht von Klimaxverhältnissen ausgegangen werden. Auf der anderen Seite ist ein begründeter Rückgriff auf vergangene Verhältnisse nur bedingt möglich, da diese permanenten Veränderungen unterlagen.⁴³⁵

⁴³⁴ Vgl. § 36b WHG i.d.F. vom 12. November 1996, nach dem zur Erzielung besonderer Gewässerqualitäten auch höhere Anforderungen an Einleitungen zu stellen sind (Oldiges 1999: 191), und den „kombinierten Ansatz“ gemäß Art. 10 WRRL.

⁴³⁵ Ein Beispiel hierfür sind die paläolimnologischen Untersuchungen von Schönfelder (2002: 41ff.), die anhand von Kieselalgen die Zunahme der Gesamtphosphorkonzentration der Spree bei Alt-Schadow in den letzten 650 Jahre und in der Gülper Havel in den letzten 4000 Jahren nachweisen konnte. Die ermittelten Kurvenverläufe (ebd.: 44) lassen nicht eindeutig festlegen, welche zeitabhängige konkrete Phosphorkonzentration als Referenzen herangezogen werden sollten. Dahingehend sind begründete Setzungen erforderlich.

Für die notwendigen Festlegungen bedarf es deshalb nicht erst bei den Handlungszielen, sondern auch bei den langfristigen Qualitätszielen einer gesellschaftlichen Festlegung.⁴³⁶ Hierbei ist ein enges Zusammenspiel von umweltwissenschaftlichen Begründungszusammenhängen und gesellschaftlichen Ermessensspielräumen unter Berücksichtigung der Unsicherheiten erforderlich. Für spezifische Gewässereinzugsgebiete können daraus auch weitergehende Anforderungen als „nur“ Güteklasse II oder der „gute Zustand“ als „dauerhaft umweltgerecht“ befunden werden.

Auch für die vertikale Zuordnung von Zielbegriffen fehlt bisher eine Systematik, die eine stufenweise Konkretisierung von übergeordneten Zielen über regionale Leitbilder zu detaillierteren Zielen und Standards zulässt. Dieser Aspekt ist vor allem für eine naturraumspezifische Ausdifferenzierung von Zielen zu quantifizierbaren Parametern bedeutsam. Ihm lässt sich letztlich nur durch hierarchische Zielebenen Rechnung tragen.

Die von Fürst et al. (1992: 225) für die Wasserwirtschaft konstatierten Defizite in der Begründung von Zielkriterien sind durch die oben erwähnten Ober-, Unter- und Teilziele zum Teil kompensiert. Sie beziehen sich jetzt vor allem noch auf die Ableitung aus den gesellschaftlichen Vorgaben und gebietsbezogenen gesamträumlich integrativen Leitbildern. Diese Frage gilt es auch bei der Umsetzung der WRRL im Blick zu behalten.

Der bereits im Memorandum des Internationalen Symposiums zur nachhaltigen Wasserwirtschaft konstatierte fehlende Konsens über die Operationalisierung ökologischer Ziele (BMU 1996: 385) konnte bis zur Einführung der WRRL nicht hergestellt werden (UBA 1999: 9, DVWK 1999b: 31). Dies gilt gerade auch für die Regionalisierung von Zielen.

Borchardt (1998: 121f.) wies darauf hin, dass sich „die heutzutage geltenden einheitlichen Qualitätsziele für die Beschaffenheit von Fließgewässern und zum Schutz der aquatischen Biozönosen bei einer ökologischen Gewässerbewirtschaftung zunehmend als unzureichend erweisen, um wassergütewirtschaftliche Maßnahmen zielführend zu begründen. Ökosystem-orientierte Zielvorstellungen für den Zustand der Gewässer bedürfen daher der Weiterentwicklung und Ergänzung ...“.

Mit der Differenzierung der bioökologischen Güteziele der WRRL nach Gewässertypen werden in Deutschland dahingehend zweifellos erhebliche Fortschritte erzielt (vgl. LAWA 2002c: Anhang 1 Ziff. 3, 2003, Teil 3: 13). Speziell für die Vielfalt der anthropogenen Bedingungen in Einzugsgebieten gilt es über die Typisierung hinaus eine hinreichende Flexibilität für örtliche Zielspezifikationen zu ermöglichen.⁴³⁷

⁴³⁶ Diese Position unterliegt nicht der Illusion einer durchwegs breiten gesellschaftlichen Akzeptanz für strenge Gewässerschutzziele. Sie ist vielmehr in erster Linie wissenschaftstheoretisch begründet. Daneben spricht hierfür auch die Erfahrung aus zahlreichen Gewässerschutzprojekten, wonach eine erfolgreiche Verwirklichung des Gewässerschutzes die Einbeziehung der Betroffenen voraussetzt (Simonovic 2004).

⁴³⁷ Vgl. hierzu LAWA (2003, Teil 3: 5): „Eigenständige Ziele in den Bearbeitungsgebieten können ansonsten unabhängig von den Gesamtzielen der Flussgebietseinheit verfolgt werden. Sie müssen jedoch nur soweit im Bewirtschaftungsplan erfasst und durch von der Wasserrahmenrichtlinie vorgegebenen Maßnahmen (Aktivitäten; d. Verf.) abgearbeitet werden, wie sie der Erreichung der übergeordneten Ziele dienen.“

Die genannten Defizite beschränkten sich allerdings nicht alleine auf die fachwissenschaftliche Seite der Zielfestlegung. In Artikel 14 Absatz 1 in Verbindung mit Artikel 13 Absatz 4 und Anhang VII WRRL wird explizit auf die Bedeutung der Öffentlichkeit bei der Aufstellung der Umweltziele hingewiesen (siehe auch LAWA 2003, Teil 3: 91). Die Förderung der „aktiven Beteiligung aller interessierten Stellen“ (Art. 14 Abs. 1 Satz 1 WRRL) umfasst dabei auch den „Zugang zu Hintergrunddokumenten und -informationen“ (Art. 14 Abs. 1 Satz 3 WRRL). Sie beschränkt sich nicht auf eine Öffentlichkeitsbeteiligung im Sinne des § 9 Verwaltungsverfahrensgesetzes (VwVfG; LAWA 2003, Teil 3: 91). Insofern sind auch das Zusammenwirken von umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen und gesellschaftlichen Abstimmungen und Festlegungen zu spezifizieren und dahingehende Verfahrensweisen zu entwickeln (Oldiges 1999: 188).

Im Weiteren wird für die Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz auf der Grundlage der Darstellungen in Kapitel 2.3.4 ein Konzept bezüglich der horizontalen und vertikalen Zuordnung der wasserwirtschaftlichen Zielbegriffe formuliert. Entsprechend den Anforderungen an ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring stehen die umweltwissenschaftlichen Aspekte im Vordergrund. Darüber hinaus werden auch die Bezüge zu gesellschaftlichen Abstimmungen und Festlegungen formuliert.

2.4.4.1 Umweltqualitätszielkategorie

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf die Umweltqualitätszielkategorie für den *immissionsorientierten* Gewässerschutz. Um die oben angesprochene Einheitlichkeit in Bezug auf andere Gebiete der Umweltentwicklung zu gewährleisten, werden die für die allgemeine Umweltbilanz eingeführten Begriffe in die wasserwirtschaftliche Fragestellung transferiert. Dabei werden keine begrifflichen Modifikationen vorgenommen, weshalb hier nicht von *Gewässerqualitätszielen und -standards* gesprochen wird (UBA 1999: 8), sondern von *Umweltqualitätszielen und -standards für ober- und unterirdische Gewässer mit ihren Einzugsgebieten*. Die Darstellungen sind wiederum in einen terminologischen (Zielhierarchie) und einen materiell-inhaltlichen Teil (wasserhaushaltliche Begründungszusammenhänge) gegliedert.

Bezüglich der Bedeutung dieser Zielkategorie wird nochmals betont, dass sie für wasserwirtschaftliche Entscheidungsfindungen nach dem vorliegenden Konzept als maßgebliche Grundlage zur Bewertung von aktuellen und prognostizierten Zuständen aufgefasst wird. Von Keitz & Schmalholz (2002: 5) begründen die Bedeutung immissionsseitiger Ziele wie folgt: „Erst nachdem sich die Länderverwaltungen auf Umweltqualitätsziele – wie die Gewässergüteklasse II – verständigt hatten, konnten mit dem Instrumentarium der Emissionsbegrenzung wirkliche Erfolge erzielt werden.“

Dies liegt auch daran, dass die technischen Fortentwicklungen stark davon abhängig sind, wie groß der Druck aus der Perspektive klarer immissionsseitiger Ziele ist.“ Sie beschreiben die als „dauerhaft umweltgerecht“ eingestufteten Verhältnisse. Hierzu bedarf es einerseits einer hinreichenden umweltwissenschaftlichen Begründung und andererseits einer gesellschaftlichen Abstimmung und Festlegung. Als Ergebnis entstehen Umweltqualitätszielkonzepte.

Zielhierarchie

Primäre Ziele

Analog zur Umwelt insgesamt wird auch für denjenigen Bereich des Gewässerschutzes, der immissionsorientiert auf dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse ausgerichtet ist, Grundsatz 7 der Deklaration der Konferenz der Vereinten Nationen *Umwelt und Entwicklung* im Juni 1992 in Rio de Janeiro (Rio-Deklaration (BMU o.J.: 41ff.), zugrunde gelegt. Eingeengt auf den Gewässerschutz könnte das primäre Ziel über die anzustrebende (Mindest-)Umweltqualität lauten: „Die Gesundheit und Unversehrtheit“ des *Wasserhaushalts als Teil „des Ökosystems Erde soll erhalten, geschützt und wiederhergestellt werden“*.⁴³⁸ Damit wird ausschließlich der Anteil der Gewässer und ihrer Einzugsgebiete an einer umfassenden Umweltqualität betrachtet, nicht jedoch eine Abwägung mit ökonomischen und soziokulturellen Belangen. Diese Sichtweise weicht zwangsläufig von einem gesellschaftlichen Oberziel ab, das alle Nachhaltigkeitsdimensionen integriert.

In Artikel 18 der Agenda 21, der die Süßwasserressourcen behandelt, ist nur der nicht durch eckige Klammern markierte Teil als primäres Ziel des Gewässerschutzes anzusprechen: „Das oberste Ziel ist die [gesicherte Bereitstellung von Wasser in angemessener Menge und guter Qualität für die gesamte Weltbevölkerung bei gleichzeitiger] Aufrechterhaltung der hydrologischen, biologischen und chemischen Funktionen der Ökosysteme [sowie die Anpassung der Aktivitäten des Menschen an die Belastungsgrenzen der Natur]“ (BMU 1997a). Von den in DVWK (1999b: 11) unter Bezugnahme auf die US-amerikanischen „Principles und Standards“ (US Water Resources Council 1973) genannten 4 Konten zur „dauerhaften Erreichung bzw. Verbesserung der Lebensqualität“ wird dementsprechend in diesem Zusammenhang nur das Konto „Umweltqualität“ angesprochen.

Leitlinien

Bei den rechtlichen Vorgaben für den immissionsorientierten Gewässerschutz sind in Deutschland grundsätzlich die internationale, europäische, nationale und landeshoheitliche Ebene zu unterscheiden. Ohne diese hier im Einzelnen und vollständig darstellen zu können, werden zumindest die wichtigsten Rechtsvorschriften benannt. Die internationalen Übereinkommen beziehen sich in erster Linie auf den Schutz der Meeresgewässer und die Bewirtschaftung internationaler Flussgebiete. Sie sind durch EU-Ratsbeschlüsse teilweise auch zu EU-Vorschriften geworden. Hierzu gehören insbesondere das *Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets* (94/157/EG), das *Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks* (98/249/EG) sowie das *Übereinkommen zum Schutz des Mittelmeeres gegen Verschmutzung vom Lande aus* (77/585/EG).

Auf der Ebene der Europäischen Union sind die *Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)* in Verbindung mit der *Richtlinie über Badegewässer* (76/160/EWG), der *Trinkwasserrichtlinie* (80/778/EWG i.d.F. der RL 98/83/EG), der *Nitratrichtlinie* (91/676/EWG), der *Richtlinie über Pflanzenschutzmittel* (91/414/EWG), der *Richtlinie über Biozide* (98/8/EG), der *Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser* (91/271/

⁴³⁸ Vgl. Kap. 2.3.4.2.

EWG), der *Richtlinie über Klärschlamm* (86/278/EWG), der *Habitatrichtlinie* (92/43/EWG), der *Vogelschutzrichtlinie* (79/409/EWG) und der Richtlinie über die Integrierte Vermeidung und Verhinderung von Umweltverschmutzung (96/61/EG) zu nennen (Anhang VI Teil A WRRL).⁴³⁹ Bis 2007 sind dies außerdem die *Richtlinie über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer* (75/440/EWG) sowie bis 2013 die *Fischgewässerrichtlinie* (78/659/EWG), die *Muschelgewässerrichtlinie* (79/923/EWG), die *Richtlinie über den Schutz des Grundwassers* (80/68/EWG) und die *Richtlinie über die Ableitung gefährlicher Stoffe* (76/464/EWG) (Art. 22 WRRL).

Die immissionsseitigen Leitlinien der *Europäischen Wasserrahmenrichtlinie* beziehen sich nach Anhang V Ziffer 1.2 auf Abweichungen von einem anthropogen nicht oder nur geringfügig veränderten Zustand.⁴⁴⁰ Artikel 4, Absatz 1, Buchstabe a (i, ii, iii) schreibt die Erhaltung eines existierenden „sehr guten Zustands“ bzw. „guten Zustands“ sowie die (Wieder)Herstellung eines „guten Zustands“ vor. Für „künstlich und erheblich veränderter Wasserkörper“⁴⁴¹ nach Anhang V Ziffer 1.2.5 WRRL ist gemäß Artikel 4, Absatz 1, Buchstabe b (i, ii) die Erhaltung eines „höchsten ökologischen Potenzials“⁴⁴² bzw. „guten ökologischen Potenzials“ sowie die (Wieder-)Herstellung eines „guten ökologischen Potenzials und guten chemischen Zustands“ festgelegt.

Für die einzelnen Ziele ergibt sich ein erheblicher, inhaltlich regionalisierter Konkretisierungsbedarf.⁴⁴³ Dieser betrifft einerseits die Einschätzung des (sehr guten) Zustands, der „keine oder nur geringfügige Änderungen“ aufweist und andererseits des (guten) Zustands, der „geringfügig von den Werten, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse auftreten“, abweicht.⁴⁴⁴

Die Ziele der Richtlinie weisen verschiedene Integrationsebenen auf. Für den (Gesamt)Zustand⁴⁴⁵ der Oberflächengewässer werden der „ökologische Zustand“ und der „chemische Zustand“, für den (Gesamt-)Zustand des Grundwassers der „mengenmäßige Zustand“ und der „chemische Zustand“ als maßgeblich angegeben. Laut Artikel 2 Ziffer 17 und 19 WRRL sind diese Ziele inhaltlich durch Anforderungen an die einzelnen wasserhaushaltlichen „Komponenten“ (Kompartimente) untersetzt. Nachdem diese Teilziele insbesondere beim ökologischen Zustand auf die „Unterstützung“ der übergeordneten Ziele bezogen sind, kann man bei Letzteren von primär integrierten Zielen spre-

⁴³⁹ Aus Anhang VI, Teil A WRRL werden nur diejenigen Richtlinien erwähnt, die materiell-inhaltliche Angaben für die Zielformulierung des Gewässerschutzes enthalten.

⁴⁴⁰ Näheres zur inhaltlichen Differenzierung der verschiedenen Zustandsstufen siehe unten.

⁴⁴¹ Jäger (1998: 230) bezeichnet diese als „neue ökosystemare Gefüge“.

⁴⁴² Siehe Anhang V Ziff. 1.2.5

⁴⁴³ Nach Anhang V Ziff. 1.4 (v) soll er für ausgewählte Typen von Oberflächengewässern, die in den Ökoregionen nach Anhang XI vorkommen, durch ein Interkalibrierungsnetz erreicht werden (vgl. LAWA 2003, Teil 3: 28). Im Hinblick auf eine gebietsspezifische Betrachtung von Einzugsgebieten stellt sich die Frage nach der erzielbaren Gebietsbezogenheit (siehe unten).

⁴⁴⁴ Die Bezeichnungen für die Klassifikationsstufen des „ökologischen Zustands“ nach Anhang V Ziff. 1.2 („sehr guter Zustand“, „guter Zustand“ usw.) werden hier auch für den (Gesamt-)Zustand verwendet.

⁴⁴⁵ Im Gegensatz zu den ökologischen, chemischen und mengenmäßigen Zuständen haben sie keine eigene Bezeichnung. Ihre integrierende Funktion wird in Art. 2 deutlich, nach dem sich beispielsweise laut Ziffer 18 der „Zustand der Oberflächengewässer“ aus dem „jeweils schlechtesten Wert für den ökologischen und den chemischen Zustand“ ergibt.

chen. Dies zeigt sich auch dadurch, dass beispielsweise für die Abflussdynamik der Oberflächengewässer keine eigenständigen Ziele formuliert sind.⁴⁴⁶

Die übrigen zuvor genannten europäischen Vorschriften beziehen sich teilweise sowohl auf den immissionsseitigen als auch auf den emissionsseitigen Gewässerschutz und sind damit qualitäts- und handlungsorientiert.⁴⁴⁷ Eine eingehendere Untersuchung der Richtlinien nach diesen Aspekten kann im vorliegenden Rahmen nicht erfolgen. – Als Leitlinien können ergänzend die immissionsbezogenen Beschlüsse der *Internationalen Kommissionen zum Schutz des Rheins, der Elbe, der Oder und der Donau* eingestuft werden (Begründung Ziff. 21 WRRL, UBA 1999: 8).

Auf der nationalen Ebene sind das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und die Wassergesetze der Bundesländer maßgeblich. Darüber hinaus existieren eine Reihe von untergesetzlichen Regelwerken des Gewässerschutzes, wie Verordnungen etc. Hinzu kommen fachliche Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und amtlich anerkannte Regelwerke.

Leitbilder der Umweltqualität

In Kapitel 2.3.4.2 wurde der Begriff Leitbild als *ganzheitliche und gesamträumliche Vorstellung über die Verhältnisse mit einer angestrebten (Mindest-)Umweltqualität eines konkreten Bezugsraums* definiert (Leitbilder der Umweltqualität). Er ist speziell auf die Umweltverhältnisse bezogen und noch nicht mit den ökonomischen und soziokulturellen Nachhaltigkeitsdimensionen abgewogen.

Übertragen auf die unter Kapitel 2.4.4 untersuchten wasserwirtschaftlichen Leitbild-Begriffe zeigt sich, dass ein dementsprechendes Begriffsverständnis in der Wasserwirtschaft bislang nicht existiert. Auf der einen Seite wird mit dem „potenziellen Leitbild“ ein hinsichtlich seiner aktuellen naturräumlichen Entwicklungspotenziale antizipierter „heutiger potenzieller Gewässerzustand“ herangezogen. Hierbei wird von einem primär umweltwissenschaftlichen Erkenntnisvorgang ausgegangen, der die unveränderbaren Nutzungen und Restriktionen noch nicht berücksichtigt. Mit dem „Entwicklungsziel“ findet auf der anderen Seite bereits eine Abwägung mit ökonomischen und soziokulturellen Belangen statt. Damit wird der Bereich der rein umweltorientierten Fragen verlassen.

Mit der Verwendung des Begriffs *Leitbild der Umweltqualität* für den immissionsorientierten Gewässerschutz ist im Rahmen des Einzugsgebietsmanagements eine Ausrichtung auf „dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse“ verbunden. Es formuliert diejenigen Gegebenheiten, die unter Berücksichtigung der *zeitbezogenen potenziellen natürlichen Verhältnisse* (zpnV) und der *Restriktionen durch vorhandene Nutzungen* angestrebt werden.⁴⁴⁸ Dieser Leitbild-Begriff steht inhaltlich zwischen dem „potenziellen Leitbild“ als naturräumliche Referenzzustände⁴⁴⁹ und dem normativen „Entwicklungsziel“. Von Erste-

⁴⁴⁶ Anhang V Ziff. 1.2.1 sieht für diese Komponenten nur Ausprägungen bei der Klasse „sehr gut“ vor. Sie „wirkt damit für die Bestimmung des ökologischen Status lediglich unterstützend“ (LAWA 2001: 44).

⁴⁴⁷ Siehe Kap. 2.3.4.2 und 2.3.4.3.

⁴⁴⁸ Näheres siehe Kap. 2.3.4.2.

⁴⁴⁹ Die Mehrzahl wurde bewusst gewählt, da gerade bei der Extrapolation von retrospektiven Zuständen als „heutigen potenziellen Gewässerzustand“ nicht aus logischen Gründen, sondern wegen der

rem unterscheidet er sich durch die Einbeziehung nutzungsbestimmter Rahmenbedingungen, von Letzterem vor allem durch die Beschränkung auf die Umweltqualität. Analog zum Entwicklungsziel akzeptiert er den „visionären Rang von Leitbildern“ (Herbst 1998), indem er neben der Fundierung auf umweltwissenschaftliche Begründungszusammenhänge die wissenschaftstheoretische Notwendigkeit gesellschaftlicher Setzungen anerkennt.

Umweltqualitätsziele

Im Kontext hierarchischer Zielsysteme findet der Terminus „Umweltqualitätsziel“ in der Wasserwirtschaft bislang nur in Ausnahmen Verwendung (z.B. Esser 1996). In Kapitel 2.3.4.2 wurde er allgemein definiert als *(unter Beachtung rechtlicher Vorgaben) zu einem bestimmten Zeitpunkt allgemein verständlich formulierte und in fachlicher Abstimmung gesellschaftlich festgelegte Ziele über die sachlich und räumlich dauerhaft angestrebte (Mindest-)Qualität von Kompartimenten der naturogenen Umwelt*. Bezogen auf die vom DVWK (1998: 15) publizierte Struktur gewässerökologischer Zielsysteme sind Umweltqualitätsziele mit den „Unterzielen“ vergleichbar. Beide beziehen sich auf Kompartimente der naturogenen Umwelt, die wie erwähnt bei DVWK (1998: 12) als „Struktur- und Funktionskomplexe“, in Kapitel 2.4.3.2 als „Kompartimente“ bezeichnet werden.

Bezogen auf die WRRL kann die allgemein verständlich regionalisierte Untersetzung der Umweltziele nach Artikel 4 in Verbindung mit Anhang V für einzelne Gewässerkomponenten als Umweltqualitätsziele aufgefasst werden. Wichtige Erkenntnisse sind dahingehend aus der aktuellen Entwicklung von europäischen und nationalen Bewertungsverfahren zu erwarten.⁴⁵⁰

Umweltqualitätsstandards

Zur parameterbezogenen Verifizierung von Umweltqualitätszielen dienen Umweltqualitätsstandards. Sie wurden in Kapitel 2.3.4.2 definiert als *(unter Beachtung rechtlicher Vorgaben) zu einem bestimmten Zeitpunkt in fachlicher Abstimmung gesellschaftlich festgelegte, sachliche und räumliche (Mindest-)Ausprägungen von immissionsseitigen Indikatoren der naturogenen Umwelt zur Operationalisierung von Umweltqualitätszielen*. Umweltqualitätsstandards sind untergesetzliche Orientierungswerte und unterscheiden sich damit von teilweise gesellschaftlich abgewogenen und verbindlichen Richt- und Grenzwerten.⁴⁵¹ Die in der Wasserwirtschaft verwendeten *Zielvorgaben*⁴⁵² können solche Umweltqualitätsstandards sein. Voraussetzung ist, dass sie sich in Anbetracht der

methodischen Begrenzungen in der Regel mehrere Entwicklungspotenziale abgeleitet werden können (siehe unten).

⁴⁵⁰ Vgl. hierzu www.kobio.de, www-nrciws.slu.se/refcond/.

⁴⁵¹ Siehe Kap. 2.3.4.2.

⁴⁵² Der Begriff geht auf das „Aktionsprogramm Rhein“ der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) zurück und soll gegenüber der Bezeichnung „Qualitätsziele“ des Bund/Länder-Arbeitskreises „Gefährliche Stoffe – Qualitätsziele für oberirdische Gewässer“ (BLAK QZ) die Funktion als *Orientierungswerte* statt als normative *Grenzwerte* zum Ausdruck bringen (UBA 1999: 14). Vor dem Hintergrund der Diskussion über *Umweltqualitätsziele und -standards* erscheint diese Position nicht schlüssig, zumal der Begriff der „Vorgabe“ einen eindeutig höheren normativen Gehalt aufweist als der Zielbegriff.

für die Methode Umweltbilanz zugrunde liegenden „dauerhaft umweltgerechten Verhältnisse“ auf die spezifischen naturräumlichen Gegebenheiten regionaler bzw. überregionaler Einzugsgebiete beziehen und dahingehend gesellschaftlich abgestimmt sind.⁴⁵³

Auf die Vielzahl stofflicher Zielvorgaben wurde bereits verwiesen. Durch das mittlerweile vorliegende quantitative Verfahren zur Gewässerstrukturgütekartierung (Zumbroich et al. 1999, LAWA 2000a) kommen darüber hinaus auch als dessen Hauptparameter Umweltqualitätsstandards in Betracht. Für die wasserhaushaltlichen Kompartimente, die die Wassermenge beschreiben, sind bisher erst wenige gebietsbezogene Größen bekannt, die sich als Orientierungswerte eignen. Hierzu gehören die Gewässerkundlichen Hauptzahlen für die Fließgewässer, vor allem die Extreme NNQ (Niedrigster Niedrigwasserabfluss) und HHQ (Höchster Hochwasserabfluss).

Zu Zielkriterien bezüglich der Abflussdynamik besteht ein grundlegender Forschungsbedarf (Leibundgut & Hildebrand 1999: 51ff.). Für das Grundwasser kommen als mengenmäßige Umweltqualitätsstandards unter anderem die Grundwasserneubildung, das Grundwasserdargebot, der Grundwasserflurabstand etc. in Frage.⁴⁵⁴

Ein spezifischer Fall in Bezug auf die Verwendung von Umweltqualitätsstandards in der Wasserwirtschaft sind die rechtlichen Festlegungen von bestimmten Güteklassen. In Deutschland ursprünglich für die biologische Gewässergüte nach der saprobiellen Beschaffenheit als 7-stufige Skala konzipiert, wurden mit der Zeit eine Reihe analoger Klassifikationen für die Strukturgüte kleiner und mittelgroßer Fließgewässer (LAWA 2000a) und die chemisch-physikalische Güte (LAWA 1998b) entwickelt.⁴⁵⁵ Klassifikationssysteme für Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos und Ichthyofauna werden derzeit unter Berücksichtigung der Vorgaben der WRRL entwickelt und erprobt (Irmer 1999: 44, Von Keitz & Schmalholz 2002: 127, Feld et al. 2005).

Die bisherigen Systeme beruhen auf *einheitlichen* Skalen mit *generellen* Belastungs- bzw. Degradationsstufen. Dies wird an der Klassifikation der biologischen Gewässergüte deutlich, die auf das seit 1908 entwickelte (Gunkel 1994: 410ff.), mittlerweile erheblich erweiterte und in der 1990 neu gefassten DIN 38 410, Teil 2 standardisierte Saprobien-system zurückgeht (Friedrich 1998: 35).⁴⁵⁶ Diese Klassifikationen sind aus Sicht der Normensetzung im Prinzip wertneutral.⁴⁵⁷ Erst die Zuweisung von gesellschaftlichen Wertvorstellungen machen ausgewählte Stufen zu Standards. Auf nationaler Ebene erfolgte dies bisher durch die Festlegung der Erreichung der biologischen Gewässergüte II in einigen raumordnerischen Programmen und Plänen.

Durch die Umweltziele des Artikels 4 WRRL werden für alle Mitgliedsstaaten bestimmte Klassenstufen auf einer nunmehr 5-stufigen Skala als Standards festgelegt.⁴⁵⁸ Anhang V Ziffer 1.2 WRRL bezeichnet – mit Ausnahme der „künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper“ – für alle Oberflächengewässer die Klasse des „sehr guten ökologischen Zustands“ als Referenz. Die übrigen Klassen können als Stufen zunehmender

⁴⁵³ Auf nationaler Ebene sind die wasserwirtschaftlichen Zielvorgaben zugleich als Vorschläge für nationale Umweltqualitätsstandards einzustufen.

⁴⁵⁴ Siehe Kap. 3.44.2.

⁴⁵⁵ Eine Übersicht dazu findet sich in Friedrich & Hesse (1996).

⁴⁵⁶ Kritische Anmerkungen zur Artenliste siehe bei Merten & Reusch (1992).

⁴⁵⁷ Siehe Kap. 1.1 und 2.1.

⁴⁵⁸ Siehe zuvor unter Leitlinien.

*Hemerobie*⁴⁵⁹ aufgefasst werden (Thiele 1998: 47). Der „gute ökologische Zustand“ ist definiert als geringfügige Abweichung von den Werten, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse auftreten. Die nachfolgenden Stufen lauten „mäßige Abweichung“ („mäßiger ökologischer Zustand“), stärkere Veränderung („unbefriedigender ökologischer Zustand“) und „erhebliche Veränderung“ („schlechter ökologischer Zustand“).

Die Zielkriterien variieren nach *Gewässertypen* (Anhang V) und *Ökoregionen* (Anhang XI). Durch Letztere kommt die naturräumliche Spezifik von Einzugsgebieten zumindest in einer typisierten Form zum Tragen. Die Klassen sind deshalb in ihren Ausprägungen nicht einheitlich. Sie sind nur hinsichtlich der zu betrachtenden Kriterien und der Abweichung von einem (unterschiedlichem) Referenzzustand definiert.⁴⁶⁰

Für die prioritären Stoffe und anderen Schadstoffe gemäß Artikel 16 WRRL werden sogenannte *Umweltqualitätsnormen*⁴⁶¹ festgelegt. Die Einstufung des chemischen Zustands als „gut“ bedeutet nach Anhang V Ziffer 1.4.3 die Einhaltung der Umweltqualitätsnorm. Bei deren Überschreitung erfolgt die Bezeichnung als „nicht gut“. Nach Anhang V Ziffer 1.2.6 besteht auch für die prioritären Stoffe und Schadstoffe die Möglichkeit einer Spezifizierung zumindest nach Gewässertypen in den Mitgliedsstaaten. Ansonsten gelten sie einheitlich. Im Unterschied zu den LAWA-Zielvorgaben werden die Umweltqualitätsnormen der WRRL als Mittelwerte und nicht mehr als 90-Perzentile angegeben (Von Keitz & Schmalholz 2002: 130).

Mit der Verwendung von Klassenstufen im Allgemeinen und von hoch aggregierten Angaben im Besonderen ist für die Zieloperationalisierung der Nachteil verbunden, dass geringfügige Veränderungen eventuell nicht verdeutlicht werden können. Beispielsweise lässt sich für grobe Klassen nur eine relativ ungenaue Ermittlung von Zielerfüllungsgraden und die daran gebundene Erfolgskontrolle von Maßnahmen durchführen. Aus diesem Grund sollten sie eher als vereinfachte Darstellungen für Berichtspflichten und die Öffentlichkeit verwendet werden (vgl. Friedrich 1998: 53). Als Zielkriterien für das wissenschaftlich-technische Management von Gewässereinzugsgebieten sind stattdessen diskrete Parameter- bzw. Variablenausprägungen vorzuziehen.

Als Vorteil der Klassenbildung wird häufig die Schwierigkeit der Begründung von diskreten Soll-Ausprägungen herangezogen. Dieser aus der allgemeinen Diskussion von Umweltqualitätsstandards bekannte Gesichtspunkt ist ambivalent. Einerseits können „quantitative Unschärfen“ den Schwankungsbereichen von Erkenntnissen Rechnung tragen, andererseits kann die Abgrenzung einer Vielzahl von Klassenstufen mit zunehmenden Begründungsschwierigkeiten verbunden sein, die sich auch durch lineare Skalenschritte nicht überdecken lassen.

⁴⁵⁹ Das Hemerobie-Konzept geht auf den finnischen Botaniker Jalas (1955) zurück und kann als Grad der „Kulturbedingtheit“ übersetzt werden (vgl. Sukopp 1969, Kowarik 1999: 7f.). Bezogen auf die „Naturnähe“ (Lacombe 1992: 401) bzw. den „Natürlichkeitsgrad“ (Westhoff 1968, Mauch 1990, Haber 1993) handelt es sich um ein gegenläufiges Konzept.

⁴⁶⁰ Hierzu sind für den „ökologischen Zustand“ nach Anhang V Ziff. 1.4.1 (ii) WRRL einheitliche „ökologische Qualitätsquotienten“ im Wertebereich von 1 („sehr guter Zustand“) und 0 („schlechter ökologischer Zustand“) vorgegeben.

⁴⁶¹ Nach § 3 Nr. 6 der MusterVO zur nationalen Umsetzung der WRRL „die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf.“

Insgesamt wird deutlich, dass für den Gewässerschutz auf europäischer und nationaler Ebene Umweltqualitätsstandards bereits implizit verwendet werden. Für Deutschland war im Hinblick auf ein regionalisiertes Gewässereinzugsgebietsmanagement die Eignung der bisher einheitlichen Güteklassen vor allem bezogen auf die naturräumlichen Parameter kritisch zu sehen (Borchardt 1998: 121f.)⁴⁶². Demgegenüber schafft die WRRL die Voraussetzungen für eine Berücksichtigung naturräumlicher und nutzungsbedingter Spezifika.

Wasserhaushaltliche Begründungszusammenhänge

Nachdem sich der immissionsorientierte Gewässerschutz sowohl mit naturogenen Elementen, Prozessen und Strukturen als auch mit artifiziellen Stoffen zu befassen hat, erfolgt auch für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz eine getrennte Erläuterung der Begründungszusammenhänge. Zunächst werden maßgebliche Aspekte für die Bezugnahme auf die naturräumlichen Verhältnisse behandelt. Hierbei stehen alle Zielebenen in gleichem Maße im Mittelpunkt. Die anschließende Darstellung der Wirkungsschwellen beschränkt sich demgegenüber naturgemäß auf die Umweltqualitätsstandards. Für beide Begründungszusammenhänge wird nur die Spezifik der wasserwirtschaftlichen Umweltziele betrachtet. Ansonsten werden die generellen Angaben in Kapitel 2.3.4.2 vorausgesetzt.

Umweltqualität aufgrund naturräumlicher und nutzungsbedingter Verhältnisse

Der Landschaftswasserhaushalt wird neben globalen klimatischen Zusammenhängen und zonalen Faktoren (z.B. Strahlung) maßgeblich von regionalen und örtlichen naturräumlichen Verhältnissen (z.B. meteorologische, morphologische, (hydro)geologische, pedologische Merkmale, Vegetation) bedingt (vgl. z.B. Wohlrab et al. 1992, Lehmann et al. 1995: 531). Für die Ableitung von Gewässerschutzzielen für örtliche und regionale Gewässereinzugsgebiete ist deshalb unter Einbeziehung der übergeordneten Zusammenhänge eine gebietsspezifische Betrachtung erforderlich (z.B. Konold 1992: 19, Borchardt 1998: 130). Einheitliche internationale und nationale Ziele können nur bedingt die Anforderungen an einen immissionsseitigen Gewässerschutz erfüllen.⁴⁶³

Ein wichtiger Schritt zu einer regionalisierten naturräumlichen Betrachtung ist die nationale „Karte der Gewässertypen“ (Briem 2000). Sie beinhaltet eine Charakterisierung von Gewässerlandschaften nach geologischen, geomorphologischen und anderen Gesichtspunkten.⁴⁶⁴ Gegenwärtig erfolgt auf dieser Grundlage eine biozönotische Typisierung der Fließgewässer sowie die Ermittlung physikalisch-chemischer Referenzbedingungen (UBA 2002b, LAWA 2003, Teil 3: 13, Sommerhäuser & Pottgiesser 2005).

⁴⁶² Für die Seenbewertung weist Schaumburg (1998: 344) analog darauf hin, dass aufgrund der Vielzahl der unterschiedlichen Typen von stehenden Gewässern ein einheitliches System nicht möglich ist.

⁴⁶³ Zur selben Auffassung gelangt Kluge (1997: 153) aus der Perspektive einer regionalen Nachhaltigkeit bezüglich des Mediums Wasser. Die Vorgaben von Anhang V Ziff. 1.4.1 (ii) WRRL, nur bis auf die Maßstabebene von Ökoregionen eine gebietsbezogene Zielkonkretisierung zuzulassen, erscheinen vor diesem Hintergrund gewässerökologisch unzureichend.

⁴⁶⁴ Kleinere und mittlere Fließgewässer werden ergänzend anhand ihrer Talformen charakterisiert.

Parallel werden auf der Basis von Ökoregionen und anderen Faktoren eine Typologie der Seen (Mathes et al. 2005) bzw. eine Typologie der Küstengewässer (Reimers 2005) für Deutschland erarbeitet. Die Gewässertypisierung stellt eine maßgebliche Basisinformation für die Ableitung naturraumbezogener Ziele dar. Für die Festlegung dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse sind darauf aufbauend die Nutzungseinflüsse zu bestimmen und deren akzeptierbare Mindesterheblichkeit im Sinne der „geringfügigen Abweichung von den Werten, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse“ (Anhang V Ziff. 1.2) zu betrachten sind.

In dieser Frage gibt es bisher in der nationalen Fachdiskussion noch keine hinreichenden Festlegungen. D. h. zwischen den Referenzbedingungen als „sehr guter Zustand“ und den „signifikanten anthropogenen Belastungen“ besteht derzeit ein erheblicher Ermessensspielraum. Aus diesem Grund wird im Weiteren auf die in Kapitel 2.3.4.2 formulierten Schritte zur Festlegung der angestrebten (Mindest-)Umweltqualität Bezug genommen. Auch für die wasserhaushaltliche Fragestellung wird diese Begründung anhand der Zielebene Leitbild dargestellt (siehe Abb. 2-12). Grundsätzlich gilt sie jedoch auch für die beiden nachgeordneten Zielebenen (siehe Abb. 2-13).

A. Rekonstruktion definierter Referenzverhältnisse

Neben den beschriebenen generellen Schwierigkeiten bei der zeitlichen oder räumlich vergleichenden Auswahl geeigneter Referenzverhältnisse ist für den Gewässerschutz ein hohes Maß an Unterschiedlichkeit in den Erkenntnisständen für die verschiedenen wasserhaushaltlichen Kompartimente zu konstatieren. Wie die Erarbeitung der „Karte der Gewässerlandschaften“ (Briem 2000) gezeigt hat, können die geologischen und geomorphologischen Landschaftsfaktoren zumindest in einem groben Maßstab überwiegend gut „rekonstruiert“ werden. Deren Entwicklung unterliegt geologischen Zeiträumen, weshalb sich die rezenten Verhältnisse – mit Ausnahme der alluvialen Bodenverlagerung – nur gering von nacheiszeitlichen unterscheiden.

Demgegenüber weisen Wasser- und Stoffhaushalt und davon abhängig die Organismen der Oberflächengewässer und des Grundwassers eine signifikante Nutzungsabhängigkeit innerhalb historischer Zeiträume auf. Dies kann mittlerweile anhand von zeitlichen Verläufen der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften aus paläolimnologischen Untersuchungen für einzelne Oberflächengewässer nachgewiesen werden (Schönfelder 2002: 44). Die Wahl des Referenzzeitpunkts ist bei diesen Kompartimenten insofern für die Charakteristik der Verhältnisse von zentraler Bedeutung. Deren Relevanz für die heutigen Gegebenheiten und die Bestimmung ihrer möglichst genauen Ausprägungen bzw. Dynamik stellt auch die wasserhaushaltliche Forschung weiterhin vor große Herausforderungen (Hamm 1998: 21, Leibundgut & Hildebrand 1999: 53, Thiele 1999: 49).

Hamm (1998: 22) sieht nur für „einzelne biozönotische Gruppen“ eine Veranlassung zur naturräumlichen Differenzierung von Referenzen. Bezüglich der Trophie postuliert er eine durchgängige Bezugnahme auf oligotrophe Zustände. Für die Konzentrationen natürlicher Wasserinhaltsstoffe (z.B. Ammonium, Phosphat, sauerstoffzehrende org. Stoffe, Chlorid, Sulfat, Metalle usw.) geht er davon aus, dass einheitliche

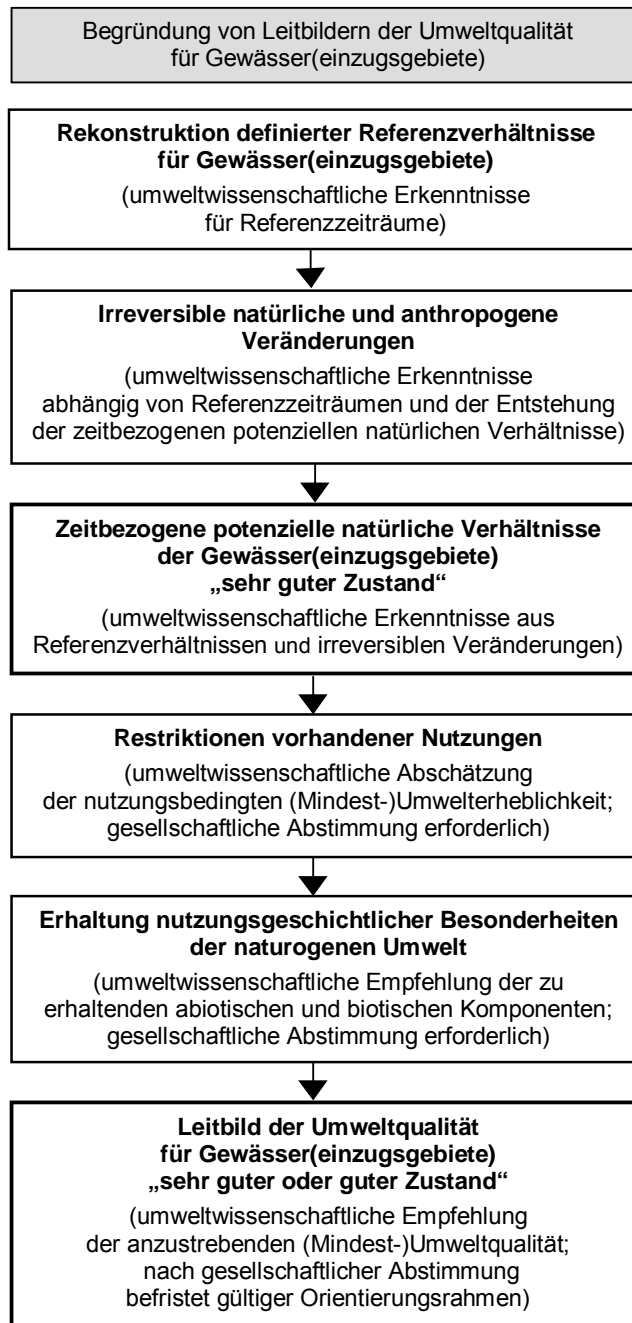


Abbildung 2-18: Schritte zur Begründung von Leitbildern der Umweltqualität für das Gewässereinzugsgebietsmanagement

geogene Grundstandards nicht allzu schwer formuliert werden können. Wie das oben erwähnte Beispiel zu den Tieflandflüssen für die Trophie und die Umweltqualitätsstandards für das Einzugsgebiet des Bewirtschaftungsplans Salza zeigen, lassen sich allerdings eine Reihe von Ausnahmen finden (vgl. auch Schaumburg 1998:

344). Dies gilt beispielsweise auch für die natürliche Grundwasserbeschaffenheit, für die nach UBA (1999: 12) keine bundeseinheitlichen Aussagen getroffen werden können.

Im Weiteren wird deshalb der Auffassung von Borchardt (1998: 121f.) gefolgt, der eine *gebietsdifferenzierte* Ableitung von „Zielen“ fordert. Dies gilt einerseits aufgrund der naturräumlichen Heterogenität, welche die Bezugnahme auf geologische, geomorphologische und bioökologische *Gewässertypen* erfordert. Es gilt andererseits aber auch für die Gewässernutzungen, die sich nur für *konkrete Teileinzugsgebiete* bestimmen lassen. Auf der Ebene von Flussgebieten können sie höchstens zusammenfassend dargestellt werden (vgl. LAWA 2003, Teil 3: 11).

Im Vergleich zum oben erwähnten (potenziellen) Leitbild kommt den Referenzverhältnissen innerhalb der normativen Dimension der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz zwar eine für die weitere Zielfestlegung wichtige Bedeutung zu. Im Hinblick auf die Bewertung beanspruchen sie allerdings keine absolute Gültigkeit, da erst die weiter konkretisierenden Stufen der Begründung des Leitbildes den eigentlichen Soll-Zustand bestimmen. Wegen der in den Zwischenschritten einfließenden gesellschaftlichen Festlegungen ist für die Referenzverhältnisse eine gesellschaftliche Abstimmung nicht unbedingt erforderlich, zumindest jedoch eine Offenlegung.

B. Irreversible natürliche und anthropogene Veränderungen

Referenzverhältnisse, vor allem wenn sie zeitlich weit zurückliegen, können alleine durch die Irreversibilität der naturräumlichen Entwicklungen weitgehend nicht als wiederherstellbar gelten. Die Veränderungen sind deshalb für jedes Einzugsgebiet eigens zu bestimmen. Eine für den Wasserhaushalt relevante natürliche Veränderung ergibt sich beispielsweise durch die permanente Stoffverlagerung aus den Einzugsgebieten und deren Akkumulation in den Gewässerunterläufen (Ripl 1992: 223).

In Anbetracht dessen können nacheiszeitliche Gegebenheiten von Einzugsgebieten bereits unter Berücksichtigung der natürlichen und unumkehrbaren Stofftransportprozesse nicht als Bezug für das Gewässereinzugsgebietsmanagement herangezogen werden. Wie in Kapitel 2.3.4.2 dargelegt, wurden diese naturräumlichen Prozesse durch Aktivitäten des Menschen verstärkt oder es kam zusätzlich zu rein anthropogenen Beeinflussungen.

Ein Beispiel wurde bezüglich der Bildung der alluvialen Schwemmländer mit der damit verbundenen (Nähr-)Stoffakkumulationen bereits in Kapitel 2.3.4.2 angeführt. Irreversible anthropogene Veränderungen ergaben sich außerdem in vielen oberflächennahen Grundwasserleitern. Die Separation der Ursachen (vgl. LUA 1996 a, b) und die Abschätzung des Ausmaßes dieser Veränderungen können nur mit umweltwissenschaftlichen Methoden erfolgen.

C. Zeitbezogene potenzielle natürliche Verhältnisse (zpnV)

Unter Berücksichtigung irreversibler Veränderungen kann aus den Referenzverhältnissen ein Zustand abgeleitet werden, der unter heutigen Gegebenheiten aus natur-

räumlicher Sicht theoretisch erreichbar wäre. In Kapitel 2.3.4.2 wurde er bezeichnet als *diejenigen Verhältnisse der naturogenen Umwelt, die sich bei einer zeitbezogenen Beendigung der Einflussnahme durch den Menschen voraussichtlich einstellen würden*. In Mitteleuropa wären sie, von einigen Sonderstandorten abgesehen, durchwegs durch eine Vegetationsbedeckung der Einzugsgebiete mit Waldgesellschaften geprägt (Ellenberg 1986: 111f.).

In Anbetracht der heutigen gesellschaftlichen Inanspruchnahme derselben Einzugsgebiete für Siedlung und Infrastruktur, Land- und Forstwirtschaft, Freizeit und Erholung, Ver- und Entsorgung kann es sich dabei zumeist nur um „fiktive Vorstellungen“ für ein Leitbild handeln (Hamm 1998: 20). Lediglich in Oberläufen, deren Einzugsgebiete ungenutzt sind oder in denen eine vollständige Aufgabe der Nutzung gesellschaftliche Akzeptanz findet, ist eine Erhaltung oder Wiederherstellung der zeitbezogenen potenziellen natürlichen Verhältnisse bewirtschaftungsrelevant.

Bezogen auf die oben dargestellten Begriffe der bisherigen bundesdeutschen Wasserwirtschaft entsprechen sie dem „(potenziellen) Leitbild“ (DVWK 1996: 43) bzw. dem „heutigen potenziellen natürlichen Gewässerzustand“ (Kohmann 1995: 568, Hamm 1998: 16). Auf diesen Leitbild-Begriff wird allerdings wie erwähnt verzichtet, da er hier als grundsätzlich erreichbare und gesellschaftlich abgestimmte Umweltqualitätszielebene verstanden wird. Hinsichtlich der Terminologie von Artikel 2 WRRL entsprechen die zeitbezogenen potenziellen natürlichen Verhältnisse dem „sehr guten Zustand“. Bei Letzteren wird ebenfalls alleine von den naturräumlichen Gegebenheiten ausgegangen, ohne bereits das Ausmaß der Nutzungsbeeinflussung zu berücksichtigen (Anhang V Ziff. 1.2 WRRL).

Inwieweit mit der Formulierung der WRRL bereits die irreversiblen Veränderungen berücksichtigt sind oder nicht, lässt sich aus der Richtlinie nicht erschließen. Aus den vorhergehenden Darstellungen wäre eine bejahende Interpretation sinnfällig, da sich bei einer Bezugnahme auf zurückliegende Verhältnisse eine hohe Varianz möglicher Referenzen ergeben würde. Diese könnten zu einer erheblichen Unsicherheit bei der Umsetzung der Richtlinie führen.

Abschließend stellt sich die Frage, ob derjenige Zustand, der in der nationalen Literatur bisher als (*potenzielles*) *Leitbild*, in der europäischen Literatur als „*sehr guter Zustand*“ bezeichnet wird, für eine Bewertungsreferenz im Sinne dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse geeignet ist. Dadurch, dass er nur in den seltensten Fällen erreicht werden kann, bietet er gerade für die Unterstützung gesellschaftlicher Entscheidungen nur sehr eingeschränkt Anhaltspunkte für eine Gegenüberstellung von aktuellen und realistisch anstrebbaren Verhältnissen.

D. Restriktionen vorhandener Nutzungen

Für die Formulierung grundsätzlich erreichbarer wasserhaushaltlicher Verhältnisse sind neben den potenziellen naturräumlichen Gegebenheiten die Randbedingungen durch vorhandene Nutzungen zu betrachten. Damit ist zu prüfen, was geringfügige Abweichungen von Verhältnissen sind, die sich normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse einstellen (Anhang V Ziff. 1.2 WRRL).

So kann beispielsweise in agrarisch geprägten Einzugsgebieten selbst bei einer besonders „guten fachlichen Praxis“ (vgl. BMVEL 2005) nicht von stoffhaushaltlichen Bedingungen ausgegangen werden, wie sie unter einer potenziellen Waldbedeckung zu erwarten sind. Gleiches gilt für die Laufentwicklung von Gewässern. Sowohl innerhalb als auch teilweise außerhalb von Siedlungen sind bei einer Akzeptanz der vorhandenen Nutzungen Einschränkungen für eine potenzielle natürliche gewässermorphologische Dynamik mit Laufverlagerungen etc. anzuerkennen.

Bei der Abgrenzung der unvermeidbaren Restriktion von vermeidbaren Beeinträchtigungen kann es sich nur um eine Annäherung, nicht um einen kausal eindeutig ableitbaren Schritt handeln. Sie bewegt sich zwischen der theoretischen Reversibilität der betrachteten Nutzungen einerseits und dem realen zeitbezogenen gesellschaftlichen Nutzungsbedarf andererseits. Als Orientierungshilfe wurde in Kapitel 2.3.4.2 der Terminus der *Mindestumwelterheblichkeit* von Nutzungen verwendet.

Für die Abwasserabläufe von Siedlungen wären danach für die Fracht des Schmutzwassers beispielsweise wasserfreie Stoffkreisläufe mit landwirtschaftlichen Flächen denkbar (Bringezu 2001: 121), für das Regenwasser eine weitestgehende Versickerung oder Behandlung mit geringsten Restbelastungen (Geiger & Dreiseitl 1995). Gegenüber den stärker steuerbaren technischen Systemen wird für die ackerbauliche Landnutzung durch geeignete Bewirtschaftungsverfahren eine Reduzierung, letztendlich jedoch nicht das Niveau potenziell natürlicher Waldvegetation erreicht werden können (vgl. z.B. Fiedler et al. 1985). Für Letztere sind deshalb gebietsbezogene Stoffeintragsniveaus auf der Grundlage der besten verfügbaren Bewirtschaftungsverfahren und -techniken abzuschätzen.

Aufgrund der regionalen Spezifik der gewässerrelevanten Nutzungen lässt sich die Frage der Mindestumwelterheblichkeit analog zu den naturräumlichen Fragen ebenfalls nur für konkrete Einzugsgebiete ermitteln. Aus der Warte der Umweltwissenschaften können dazu nur die Wirkungsabschätzungen für bestimmte Einwirkungsszenarios vorgenommen werden. Die Formulierung der besten verfügbaren Bewirtschaftungsverfahren und -techniken bedarf der Einbeziehung der mit den einzelnen Landnutzungen befassten Ingenieur-, Agrar-/Forst- und sonstigen Wissenschaften. Die letztendliche Festlegung der Mindestumwelterheblichkeit kann aufgrund der erheblichen Ermessensspielräume nur in Abstimmung mit den gesellschaftlichen Entscheidungsträgern erfolgen.⁴⁶⁵

E. Erhaltung nutzungsgeschichtlicher Besonderheiten der naturogenen Umwelt

Über die Berücksichtigung der Mindestumwelterheblichkeit hinaus können auch beim Gewässereinzugsgebietsmanagement nutzungsgeschichtliche Gegebenheiten eine Rolle spielen, die aus gesellschaftlicher Sicht nicht in einen potenziellen natürlichen Zustand zurückgeführt werden sollen. Beispiele hierfür sind historische Kanäle und wasserwirtschaftliche Bauwerke wie Mühlen, Stauhaltungen, Stollensysteme u.a. Sie

⁴⁶⁵ Hiermit werden in zweifacher Hinsicht die Vorgaben der WRRL hinterfragt: Erstens kann die Festlegung des „guten Zustands“ in Anbetracht der dabei unvermeidbaren Festlegung der zulässigen Mindestumwelterheblichkeit keine rein wasserwirtschaftliche Aufgabe sein. Zweitens ist die maßstäbliche Auflösung von Ökoregionen gemäß Anhang V Ziff. 1.4.1 (ii) WRRL hierfür unzureichend (siehe Kap. 3). Den „Betrachtungsräumen“ gemäß LAWA (2002a: 6) kommt insofern eine wichtige Rolle zu.

können an Stelle der zuvor betrachteten Aufrechterhaltung von Nutzungen auch aufgrund ihrer wasserhaushaltlichen Funktionen oder nutzungsgeschichtlichen Gründen erhaltenswert sein.

Nur in ersterem Fall lassen sie sich als möglicher Teilaspekt der Umweltvorsorge auffassen. Ansonsten handelt es sich um soziokulturelle Belange, die mit den dauerhaft umweltgerechten Verhältnissen und den ökonomischen Belangen abzuwägen sind. Die Zuordnung zu den Umweltverhältnissen bedarf – wie die Frage der Mindestumwelterheblichkeit – der gesellschaftlichen Abstimmung und Festlegung.

F. Leitbild der Umweltqualität

Unter Berücksichtigung der zuvor genannten Schritte sind für Einzugsgebiete schließlich diejenigen gebietsbezogenen Verhältnisse zu formulieren, die gesamt-räumlich und unter Einbeziehung sämtlicher wasserhaushaltlicher Kompartimente als „dauerhaft umweltgerecht“ eingestuft werden. Neben den in der Vergangenheit im Vordergrund gestandenen gütemäßigen Aspekten sind auch die Abflusssdynamik, die Strukturgüte sowie Arten und Lebensgemeinschaften einzubeziehen. Dem ganzheitlichen Anspruch sollte dabei durch die in Kapitel 2.4.3.1 beschriebenen Anforderungen an umfassende Systemmodelle Rechnung getragen werden.

Wasserhaushaltliche *Leitbilder der Umweltqualität* geben sowohl den natur-räumlichen Hintergrund als auch die Restriktionen durch vorhandene Nutzungen an. Durch den Ermessensspielraum bei der Abschätzung beider kann es sich nicht um kausal ableitbare und damit objektivierbare Verhältnisse, sondern um auf der Basis umweltwissenschaftlicher Begründungszusammenhänge getroffene Setzungen handeln. Das diesbezügliche Entscheidungsspektrum ist gegenüber den bisherigen, inhaltlich offenen „integrierten Leitbildern“ der nationalen Wasserwirtschaft durch Anhang V Ziff. 1.2 WRRL auf Abweichungen „*geringfügig* von den Werten, die *normalerweise* bei Abwesenheit störender Einflüsse auftreten“ (Hervorh. d. Verf.) reduziert worden (Oldiges 1999: 191ff.). Die verbleibende Bemessung ist dennoch keinesfalls als geringfügig und deshalb nicht als objektiv begründbar zu bezeichnen.

Die einzelnen Schritte bei der Begründung des Leitbildes verdeutlichen, dass ein Bewertungsverständnis als Auslenkung des Ist-Zustands vom Referenzzustand (Hamm 1998: 16) nur bedingt interpretierbar wäre.⁴⁶⁶ Damit bliebe unklar, welcher Zustand tatsächlich erreicht werden könnte. Geeigneter erscheint stattdessen die weiter gefasste Aussage von Friedrich (1998: 35), der unter Bewertung die Auslenkungsintensität vom „gewünschten, unbelasteten“⁴⁶⁷ Zustand“ versteht.

Die Erkenntnis, dass ein Leitbild im Sinne dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse nicht identisch mit Referenzzuständen sein kann, muss nicht zu einer Schwächung von Gewässerschutzaktivitäten führen. Durch die grundsätzliche Realisierbarkeit entsteht vielmehr ein höherer Informationsgehalt als Bezugsrahmen für Bewertung

⁴⁶⁶ Der „sehr gute Zustand“ nach WRRL wäre bei einem Verständnis als „Referenzzustand“ im hier genannten Sinne in weiten Teilen Mitteleuropas fiktiv.

⁴⁶⁷ Aufgrund der zuvor erläuterten Restriktionen durch vorhandene Nutzungen sollte exakter von „weitestgehend unbelasteten“ Verhältnissen gesprochen werden.

gen. Für diesen ergibt sich aufgrund der gesellschaftlichen Festlegung außerdem ein die Fachkreise überschreitendes gesellschaftliches „Mandat“.

Wenngleich mit Artikel 4 WRRL für die Gewässer der Mitgliedsstaaten überwiegend ein „guter Zustand“ vorgegeben ist, kommt für Teileinzugsgebiete zur Vermeidung einer Verschlechterung der Gewässersituation (SRU 2000: Tz. 569, Art. 4 Ziff. 1 Buchst. a u. b (i) WRRL) oder zu einer weitergehenden Gewässersanierung auch ein „sehr guter Zustand“ als Leitbild der Umweltqualität in Betracht.⁴⁶⁸ Dies gilt ebenfalls für die „höchsten ökologischen Potenziale“ (Anhang V Ziff. 1.2.5 WRRL) der „künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper“ (Art. 4 Ziff. 1 Bst. a (iii) WRRL).

Bei einer *strengen* Interpretation des „guten Zustands“ („strong sustainability“) wird es nur sehr begrenzte Alternativen für die Maßnahmenprogramme geben, da alle denkbaren Maßnahmen zu realisieren wären. Fasst man den „guten Zustand“ vergleichbar der bisherigen bundesdeutschen Gewässergüteklasse II auf, wäre umgekehrt zu hinterfragen, ob es sich bei der Annahme, dass damit nach dem Stand heutiger wissenschaftlicher Erkenntnisse lediglich eine *Gefährdung* von aquatischen Lebensgemeinschaften sowie eine *Beeinträchtigung* von Nutzungen nicht zu befürchten ist (SRU 2000: Tz. 569), tatsächlich um dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse handelt. Bei einem derart *schwachen* Verständnis („weak sustainability“) wäre zu erwarten, dass schleichende Gewässerveränderungen weiter zunehmen und infolgedessen dem Nachhaltigkeitsgedanken nicht ausreichend Rechnung getragen werden kann (UBA 1999: 9).

Die nach Artikel 14 WRRL vorgesehene Anhörung der Öffentlichkeit bietet die Möglichkeit für eine gebietsbezogene Spezifizierung und Legitimierung der dauerhaft umweltgerechten Verhältnisse bieten. Dies kann allerdings der derzeitigen Fassung des Artikels nicht explizit entnommen werden (vgl. ARL 2001: 2). Bei der Fortschreibung – und soweit möglich bei der Umsetzung – der Richtlinie sollte deshalb eine Offenlegung der veranschaulichten Entscheidungsspielräume und die Festlegung der gebietsbezogenen Zielkonkretisierungen mit der Öffentlichkeit thematisiert werden. Ansonsten würde sich die Partizipation auf eine *Persuasion* beschränken und die Verwirklichung des Gewässerschutzes auf den reinen Vollzug wissenschaftlich nur zum Teil deduzierbarer Annahmen reduzieren.

Umweltqualität aufgrund von Wirkungsschwellen

Analog zu den Darstellungen für die allgemeine Methode Umweltbilanz in Kapitel 2.3.4.2 werden auch für den Gewässerschutz neben naturräumlichen Begründungen Wirkungsschwellen als Grundlage von Umweltqualitätsstandards herangezogen. Hierbei geht es um die „Gefährlichkeit“ von natürlichen und artifiziellen Stoffen, die sich z.B. aus deren Persistenz, Bioakkumulierbarkeit, Kanzerogenität, (Öko-)Toxizität und erbgutveränderndem Potenzial ergibt (UBA 1999: 11).⁴⁶⁹ In einem Überbegriff wird von „gefährlichen Stoffen“ gesprochen. Vom UBA wird darauf hingewiesen, dass unter diesem Terminus Stoffgruppen angesprochen werden, die durch Vorschriften unterschiedlicher Regelelungsbereiche uneinheitlich sind (ebd.):

⁴⁶⁸ Siehe Art. 4 Absatz 1 Buchstabe a (i) und b (i) WRRL.

⁴⁶⁹ Diese stoffintrinsic Eigenschaften werden als Risikogrößen stellvertretend für mögliche unerkannte Effekte der Stoffe herangezogen (UBA 1999: 26).

- *Gefahrstoff, wassergefährdender Stoff*: Stoff, der bestimmte, mit Hilfe von Schwellenwerten definierte Gefährdungsmerkmale im Hinblick auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt aufweist (z.B. §§ 19 a ff., 19 g ff. WHG, Gefahrguttransportrecht)
- *Schadstoff, Abwasserinhaltsstoff*: Stoff oder Stoffgruppe (z.B. sauerstoffzehrender Stoff, organischer Stoff, chlororganischer Stoff, Nährstoff), der/die die Gewässer nachteilig beeinträchtigen kann (WHG, IVU-Richtlinie (96/61/EG), WRRL)
- *Gefährlicher Stoff*: Stoff oder Gruppe von Stoffen (z.B. Phthalate, PCBs, PAKs), der/die persistent toxisch und bioakkumulierbar ist oder ähnlichen Anlass zur Besorgnis geben (OSPAR und HELCOM)

Die Bezeichnung als „gefährliche Stoffe“ bezieht sich auf die immissionsseitigen Belastungspotenziale von Stoffen. Als Schutzniveau steht dabei in der vorliegenden Arbeit nicht die Gefahrenabwehr, sondern die dauerhafte Umweltvorsorge im Vordergrund. Aus diesem Grund ist generell eine *anthropogen weitestgehende Unbeeinflussung* anzustreben (vgl. SRU 1998). Soweit Null-Emissionen aufgrund der Restriktion durch vorhandene Nutzungen derzeit (noch) nicht möglich sind, gilt es bezogen auf die empfindlichsten Schutzgüter Wirkungsschwellen zu ermitteln. Die nachfolgenden Rechtsvorschriften und internationalen Abkommen enthalten für die vier⁴⁷⁰ Gewässerkategorien die wichtigsten Wirkungsschwellen. Diese sind allerdings zum Teil auf eine Gefahrenabwehr und nicht auf dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse ausgerichtet:

- Grundwasser: Nationale Prüfwerte⁴⁷¹ für Gefahrenverdacht nach „*Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden*“ (LAWA 1994b), nationale Prüfwerte der *Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung* (BBodSchV); europäische Orientierungswerte der Trinkwasserrichtlinie (80/778/EWG i.d.F. der RL 98/83/EG), der *Nitratrichtlinie* (91/676/EWG), der *Richtlinie über Pflanzenschutzmittel* (91/414/EWG), *Richtlinie über Biozide* (98/8/EG) sowie bis 2013 der *Richtlinie über den Schutz des Grundwassers* (80/68/EWG).

Nach Artikel 14 Absatz 2 Buchstabe a) und b) WRRL sind für die Beurteilung des guten chemischen Zustands des Grundwassers gemäß Anhang II Ziffer 2.2 und Anhang V Ziffer 2.3.2 und 2.4.5 sowie für die Festlegung der gemäß Anhang V Ziffer 2.4.4. anzusetzenden Ausgangspunkte für die Umkehr signifikanter und anhaltender Zunahmetrends Kriterien zu erarbeiten. Dazu wird derzeit eine EU-Grundwasserrichtlinie erstellt.

- Oberflächengewässer: Nationale Zielvorgaben für 28 organische Stoffe (LAWA 1997)⁴⁷², 7 Schwermetalle (LAWA 1998e), Pestizide (LAWA 1998c) und Werte für EDTA und NTA (UBA 1999: 19) unter Berücksichtigung der Schutzgüter „Aquatische Lebensgemeinschaften“, „Schwebstoffe und Sedimente“ sowie der Nutzungsarten „Berufs- und Sportfischerei“, „Trinkwasserversorgung“⁴⁷³ und „Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen“, zusammengefasst in der chemischen Güteklassifikation (LAWA 1998b).⁴⁷⁴ Von der IKRS wird zusätzlich das Schutzgut „Terrestrische Lebensgemeinschaften“ berücksichtigt.

⁴⁷⁰ Übergangs- und Küstengewässer sind unter Meeressgewässer dargestellt.

⁴⁷¹ Die Prüfwerte des Grundwassers werden nicht unter Langfristigaspekten formuliert.

⁴⁷² Die IKSR (1993) hat für etwa 70 prioritäre Stoffe und Stoffgruppen Zielvorgaben abgeleitet.

⁴⁷³ Siehe Art. 7 WRRL.

⁴⁷⁴ Aus Sicht dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse sind die strengsten Werte für die Schutzgüter als Wirkungsschwellen relevant. Dies wurde bisher nur von der IKSR so gehandhabt (UBA 1999: 16).

Soweit nicht bereits in die nationalen Zielvorgaben übernommen, sind nach Artikel 4 Absatz 1 Buchstabe a WRRL außerdem die europäische *Gewässerschutzrichtlinie* (76/644/EWG), die *Richtlinie über Badegewässer* (76/160/EWG), die *Trinkwasserrichtlinie* (80/778/EWG i.d.F. der RL 98/83/EG), die *Richtlinie über Pflanzenschutzmittel* (91/414/EWG), die *Richtlinie über Biozide* (98/8/EG), bis 2007 die *Richtlinie über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer* (75/440/EWG) sowie bis 2013 die *Fischgewässerrichtlinie* (78/659/EWG) und die *Muschelgewässerrichtlinie* (79/923/EWG) relevant. Hinzu kommen die Richtlinien gemäß Anhang IX in einer gemäß Artikel 10 Absatz 10 überprüften Fassung sowie die prioritären Stoffe gemäß Anhang X entsprechend Artikel 13 Absatz 2, 3 und 11. Für eine weitergehende Übersicht siehe Von Keitz & Schmalholz (2002: 129ff.).

- Meeresgewässer⁴⁷⁵: „Ökologische Qualitätsziele der 7. Trilateralen Regierungskonferenz der Bundesrepublik Deutschland, Dänemarks und der Niederlande in Leeuwarden v. November 1994, Qualitätsziele des Artikels 17 der Esbjerg-Deklaration der 4. Internationalen Nordsee-Anrainerstaaten-Konferenz (INK) v. Juni 1995, Strategien „Gefährliche Stoffe“ der Meeresschutzkonventionen HELKOM (1998) und OSPAR (1998).

Wirkungsschwellen können aufgrund des mit ihrer Ermittlung verbundenen Untersuchungsaufwands in der Regel nicht für regionale Gegebenheiten erarbeitet werden können. Deshalb ist auf ihre Verwendbarkeit als Umweltqualitätsstandards (Zielvorgaben) in spezifischen Einzugsgebieten zu achten.

2.4.4.2 Umwelthandlungszielkategorie

Für die schrittweise Umsetzung der Leitbilder, Ziele und Standards der Umweltqualitätszielkategorie oder die Formulierung emissionseitiger Ziele und Standards im Rahmen der Umwelthandlungskategorie gelten für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz die generellen Aussagen der Kapitel 2.3.4.2 und 2.3.4.3. Dort wurde der aus der Wasserwirtschaft stammende Begriff *Entwicklungskonzept* (DVWK 1996: 43, 100ff., Bock 1998: 225) als handlungsorientiertes Äquivalent auf der Umweltqualitätszielebene des Leitbilds verwendet. Ihm liegt die Abwägung mit den soziokulturellen und ökonomischen Nachhaltigkeitsdimensionen zugrunde.

Ein vor allem in der Wasserwirtschaft verwendeter Terminus für stoffliche Umwelthandlungsstandards sind die sogenannten *Mengenreduktionsziele* (UBA 1999: 6). Ihre ausschließlich emissionsorientierte und pragmatische Definition wurde bereits in Kapitel 2.4.4 erwähnt.

⁴⁷⁵ Die genannten Qualitätsziele beziehen sich nicht auf Dosis-Wirkungs-Beziehungen, was aus wissenschaftlich-methodischen Gründen für den Meeresbereich (offene See) ausgeschlossen ist (UBA 1999: 25). Stattdessen definieren sie die Gruppe der „Gefährlichen Stoffe“ und legen für diese eine langfristige Reduzierung auf „den Hintergrundwerten nahekommende Konzentrationen bei natürlich vorkommenden Stoffen und Konzentrationen nahe Null bei industriell hergestellten/synthetischen Stoffen“ (Art. 17 Esbjerg-Deklaration).

2.4.4.3 Rechtliche Verbindlichkeit, Instrumente

Hinsichtlich der rechtlichen Verbindlichkeit gelten für die wasserwirtschaftliche Anwendung der Methode Umweltbilanz grundsätzlich die für die Methode in Kapitel 2.3.4.4 allgemein getroffenen Aussagen. Bei der Festsetzung von Umweltzielen in Bewirtschaftungsplänen nach dem bisherigen § 36b WHG ging Reh binder (1997: 318f.) von einer Bindung aller Behörden nach der Art von Verwaltungsvorschriften aus (vgl. auch Klopfer 1998: 875). Hierbei galt jedoch eine weitergehende Ermessensausübung als zulässig. Für den Fall, dass die Ziele nur in informellen Bewirtschaftungskonzeptionen aufgenommen würden, spricht er unter Bezug auf Salzwedel (1988: 11, 13) nur von einer „bloßen Ermessensbindung aufgrund langfristiger und gleichmäßiger Verwaltungspraxis, von der aus sachlichen Gründen für die Zukunft abgewichen werden kann.“

Die Voraussetzungen für das Bewirtschaftungsermessen der wasserwirtschaftlichen Behörden sieht Oldiges (1999: 191ff.) in Anbetracht der Umweltziele des Artikel 4 in Verbindung mit Anhang V WRRL erheblich eingeschränkt (vgl. auch Holtmeier 1999: 69). Wie im Zuge der vorhergehenden Untersuchung über die Begründung und Verwendung von Leitbildern verdeutlicht wurde, verbleibt durch die sehr generelle Klassifikation des „guten Zustands“ und die Notwendigkeit einer gebietsspezifischen Konkretisierung der Restriktion durch vorhandene Nutzungen ein nicht zu unterschätzender inhaltlicher Ermessensspielraum. Er beschränkt sich nicht nur auf die Auswahl der Bewirtschaftungsmaßnahmen.

Neben der Frage der Verbindlichkeit von Umweltzielen de jure weist das UBA (1999: 8) darauf hin, dass die Zielvorgaben⁴⁷⁶ durch Empfehlung der nationalen Umweltministerkonferenz de facto im wasserwirtschaftlichen Vollzug angewendet werden. Gleiches gelte für die Umwelthandlungsstandards aus den internationalen Gewässerschutzabkommen IKSR, IKSE, OSPAR, HELCOM, INK.

2.4.5 Bilanzierung als Bewertungs- und Entscheidungsunterstützung

2.4.5.1 Soll-Ist-/Prognose-Bilanzen (Bewertungsunterstützung)

Auf der Basis der generellen Angaben zu diesem maßgeblichen Schritt der Methode Umweltbilanz⁴⁷⁷ und den Darstellungen zu den wasserwirtschaftlichen Indikatoren⁴⁷⁸ werden an dieser Stelle die Spezifika der Bilanzierung für das Gewässereinzugsgebietsmanagement thematisiert. Dazu ist zunächst auf die in der nationalen Wasserwirtschaft geführte Diskussion zur *integrierten Bewertung ökologischer Indikatoren des Wasserhaushalts* für Oberflächengewässer einzugehen.⁴⁷⁹ Hierbei handelt es sich um unterschiedliche Ansätze, mit denen eine umfassende Bewertung von Gewässern und

⁴⁷⁶ (Umweltqualitätsstandards aufgrund von Wirkungsschwellen)

⁴⁷⁷ Vgl. Kap. 2.3.5.1.

⁴⁷⁸ Vgl. Kap. 2.4.3.2.

⁴⁷⁹ Einen umfassenden Überblick über diese Diskussion geben die Sammelbände von Friedrich & Lacombe (1992) und LfW-Bay (1998). Im Gegensatz zu den mathematischen Fragen der *Integrierten Gewässerbewertung* unter Berücksichtigung sämtlicher Nachhaltigkeitsdimensionen (DVWK 1999) geht es hierbei in erster Linie um die ökologischen Beziehungen zwischen Indikatoren und Möglichkeiten ihrer Reduktion bzw. Aggregation.

deren Einzugsgebiete erreicht werden soll. Anschließend werden ergänzende Erläuterungen zur eigentlichen wasserwirtschaftlichen Bilanzierung gegeben.

Ansätze zur integrierten Bewertung ökologischer Wasserhaushaltsindikatoren

Gegenüber den Ursprüngen der Gewässerbewertung von Fließgewässern, die alleine auf die saprobielle Beschaffenheit zurückgehen, ist in den 1990er Jahren die Notwendigkeit für weitere Bewertungsaspekte deutlich geworden (Friedrich 1992: 2 ff., Friedrich & Hesse 1996: 6/2 f., Friedrich 1998: 36f.)⁴⁸⁰. Daraus ergaben sich zunächst parallele Bewertungen von Einzelgrößen, die auch als *synoptische Ansätze* bezeichnet werden (Friedrich 1998: 39 ff.). Um bei einer größeren Anzahl von Indikatoren eine Information über den Gesamtzustand von Gewässern zu erhalten, wurde seit Mitte der 1990er Jahre intensiv über Integrationsansätze diskutiert. Friedrich (1998: 41f.) unterscheidet zwei Grundtypen der Integration: *bottom up*- und *top down*-Ansätze. Alle drei Typen werden im Folgenden auf der Basis der grundlegenden Betrachtungen von Friedrich kurz skizziert und anschließend unter Berücksichtigung der WRRL eine Vorgehensweise für die Methode Umweltbilanz formuliert.

Synoptische Ansätze

Die unabhängige Betrachtung von einzelnen Indikatoren ist insbesondere mit den Vorteilen einer facettenreichen Bewertung, dem Verzicht auf eine Verrechnung von unvergleichbaren Kenngrößen und einer einfachen Fortschreibungsfähigkeit bei der Änderung einzelner Parameter verbunden. Ihr wichtigster Nachteil liegt in der fehlenden zusammenfassenden Aussage, so dass eine Gesamteinschätzung durch den jeweiligen Betrachter der vielfältigen Bewertungsergebnisse vorgenommen werden muss. Hierfür lässt sich die Vielzahl an Informationen allerdings kaum geeignet strukturieren und aggregieren. Demzufolge ist eine Summe von Einzeldarstellungen notwendig. Diese sind national von der LAWA eingeführt und werden auch weiterhin als Grundlagendaten ihre Bedeutung behalten (LAWA 2003, Teil 3: 29).

Grundtypen der Integration - bottom up- und top down-Ansätze

Der Zweck einer integrierten Bewertung liegt in der Veranschaulichung „des“ Gewässerzustands mit einem einzigen Indikator. Dies ist insbesondere für die gesellschaftliche Vermittlung und Begründung von Gewässerschutzmaßnahmen von Bedeutung. Mit dieser Zusammenfassung ist jedoch ein erheblicher Verlust an Informationen verbunden. Insbesondere spezifische Belastungen sind nicht mehr erkennbar. Die beiden Grundtypen der Integration unterscheiden sich wie folgt:⁴⁸¹

- *Bottom up-Ansatz*: Bei dieser Art der Integration werden die Ergebnisse der Einzelbewertungen regelbasiert und gewichtet oder ungewichtet aggregiert. Die erzeugten Indizes sind maßgeblich von den einbezogenen Indikatoren, Verknüpfungsregeln und Gewichtungen abhängig. Sie können sehr unterschiedliche Kenngrößen einbe-

⁴⁸⁰ Siehe Kap. 2.4.3.5.

⁴⁸¹ Bezogen auf die in Kapitel 2.3.5.1 verwendeten Begriffe *Aggregation* und *Reduktion* lässt sich der erste dem bottom up-, der zweite dem top-down-Ansatz zuordnen.

ziehen. Allerdings ergibt sich daraus ein hohes Maß an Abstraktion. Beispiele für bottom up-Integrationen finden sich bei Mauch (1990: 211ff.), Pinter (1998: 151f.), Schnauffer & Grunewald 2001: 328).

- *Top down-Ansatz*: Statt einer Aggregation von Einzelwerten wird bei diesem Ansatz davon ausgegangen, dass gewisse Indikatoren aufgrund ihrer Bedeutung in ökologischen Systemen a priori einen integrierenden Informationsgehalt ausweisen. Diese Funktion wird bio-ökologischen bzw. biozönotischen⁴⁸² Indikatoren zuerkannt (Friedrich 1998: 45). Einschränkend muss jedoch eingeräumt werden, dass von einer Indikation *sämtlicher* gewässerökologisch relevanter Faktoren durch Lebensgemeinschaften nicht ausgegangen werden kann (Friedrich 1998: 46). Dies gilt u.a. für bestimmte gefährdete Stoffe, aber auch für die Abflussdynamik (bsplws. Hochwasserspitzen). Top down-Ansätze wurden u.a. von Wright et al. (1993), Brauckmann (1998: 181), Thiele (1999: 48) entwickelt.

Kombinierter Bilanzierungsansatz

In Deutschland hat sich bisher keiner der Ansätze durchsetzen können. In der gewässerökologischen Forschung und Gewässerbewirtschaftung finden sie alle Anwendung (Friedrich 1998: 39, Hamm 1998: 14). Durch die Verabschiedung der WRRL ergeben sich mittlerweile neue Anforderungen, die wie folgt skizziert werden können: Mit der Betonung des „ökologischen Zustands“ für die Oberflächengewässer (Art. 4, Anhang V Ziff. 1.2), bei dem die biologischen Komponenten maßgeblich sind, wird einerseits ein top down-Ansatz verfolgt. Zugleich ist gemäß Anhang V Ziffer 1.4.2 u. 1.4.3 WRRL die synoptische Darstellung von „ökologischem Zustand“ und „chemischem Zustand“ vorgeesehen.

Eine bottom up-Integration beider Zustände zu einem (Gesamt-)Zustand sieht schließlich Artikel 2 Ziffer 17 WRRL für die Aggregation von *ökologischem und chemischen Zustand der Oberflächengewässer* und Artikel 2 Ziffer 19 für die Aggregation von *mengenmäßigem und chemischen Zustand des Grundwassers* vor. Der Aggregationsalgorithmus lautet: „der jeweils schlechtere Wert“.

Eine Angabe der Ausprägung der übrigen naturräumlichen Kompartimente bzw. Komponenten ist nicht vorgesehen. Für eine öffentliche und EU-weit vergleichende Darstellung mag dies ausreichen. Bezogen auf ein modellgestütztes, handlungsorientiertes Gewässereinzugsgebietsmanagement im Sinne des in Kapitel 2.2 beschriebenen umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings sind derartig grobe Indizes allerdings unzureichend (vgl. Lehmann et al. 1995: 559, Borchardt 1998: 127⁴⁸³, Friedrich 1998: 46). Aus diesem Grund werden für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz zusätzlich

⁴⁸² In der vorliegenden Arbeit werden vor dem Hintergrund eines humanökologischen Ökologiebegriffs zwischen den biotischen („bioökologischen“) und abiotischen („geoökologischen“) Elementen der Umwelt des Menschen unterschieden (vgl. Leser 1997).

⁴⁸³ „Da ihre [die Lebensgemeinschaften] Zusammensetzung als Resultat natürlicher und anthropogener Einflüsse zu verstehen ist, sollten Bewertungen der ökologischen Indikatoren und die Einflussfaktoren natürlichen und anthropogenen Ursprungs mit Hilfe geeigneter Verfahren getrennt vorgenommen werden. Nur so können ökologische Defizite benannt und Belastungen als Ansatzpunkte für Sanierungsmaßnahmen, für die letztlich auch finanzielle Mittel erforderlich werden, quantifiziert werden“ (Borchardt 1998: 127).

Elemente der synoptischen Bewertung einbezogen. Hieraus ergibt sich insgesamt folgender abgeschichteter Bewertungsansatz:

- A. (Gesamt-)Zustand (Art. 2 Ziff. 17 WRRL)
- B. ökologischer, chemischer, (hydrologischer und geomorphologischer) Zustand (Anhang V Ziff. 1.4.2 und 1.4.3 WRRL)
- C. Leitindikatoren (gebietsbezogene Auswahl)
- D. sonstige Indikatoren (Repräsentanz wasserhaushaltliche Kompartimente)

Im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz stehen vor dem Hintergrund der Operationalisierung von Handlungsoptionen die beiden synoptischen Ebenen C und D im Vordergrund. In der Regel sind mehrere Indikatoren parallel zu optimieren, ohne dass die Erreichung der Soll-Zustände für einen Indikator die Nicht-Erfüllung eines anderen Indikators kompensieren kann. Die übergeordneten, integrierten Ebenen A und B lassen sich aus den (Leit-)Indikatoren durch Aggregation ermitteln. Sie geben einen zusammenfassenden Überblick und dienen infolgedessen der Visualisierung des Gesamtzustands. Hierzu ist mit Artikel 2 Ziffern 17 - 28 in Verbindung mit Anhang V WRRL der künftig maßgebliche Rahmen vorgegeben. Für die Aggregation der Ebene B aus den (Leit-)Indikatoren kann teilweise auf international und national vorhandene Verfahren zurückgegriffen werden (z.B. Friedrich et al. 1995, Brauckmann 1998, Thiele 1999). Daneben sind nationale Weiterentwicklungen der bioökologischen top-down-Ansätze sowie Anpassungen der 7-stufigen Klassifikationen an das 5-stufige System nach Anhang V Ziffer 1.2.1 WRRL erforderlich (Irmer 1999: 43).⁴⁸⁴

Bilanzierung

Von den in Kapitel 2.3.5.1 beschriebenen Bilanzierungsweisen sind für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz in erster Linie Bilanzen von Einzelausprägungen, Bilanzen von mehreren Ausprägungen und multiple Bilanzen relevant. Die *Bilanzen von Einzelausprägungen* sind für die Darstellung der Gewässergüteklassen⁴⁸⁵ sowie untergeordnet auch für die Beurteilung einzelner Messwerte von Bedeutung. Aufgrund von Messreihen sind bei der Auswertung von Messstellen in der Regel jedoch *Bilanzen mit mehreren Ausprägungen* maßgeblich. *Multiple Bilanzen* hingegen spielen für die zusammenfassende Bewertung sowohl mehrerer Messstellen als auch abschnittsbezogene Angaben von Gewässergüteklassen eine Rolle. Vor dem Hintergrund der oben betonten gebietsbezogenen Anpassung von Soll-Ausprägungen sind speziell auch Bilanzsummen mit variablen Soll-Werten relevant.

Ein Beispiel für solche variablen Soll-Werte ergibt sich aus der nachfolgenden Fallstudie des Bewirtschaftungsplans Salza hinsichtlich der Gewässerstrukturgüte: In Gewässerabschnitten mit Restriktionen wie der Eintiefung des Gewässers, unabdingbarer Sohl-dichtung im Bergbaugebiet, randlicher Bebauung oder Dammlage in einem ehemaligen

⁴⁸⁴ Zu den Mängeln einer Überführung des 7-stufigen nationalen Systems der Gewässerbewertung auf die 5-stufigen Skalen der WRRL durch Zusammenfassung der ersten (I und I-II) und letzten (III-IV und IV) beiden Stufen siehe von Keitz & Schmalholz (2002: 123).

⁴⁸⁵ Bei ihnen könnte man von „impliziten Bilanzen“ sprechen, da sie jeweils die Abweichung von einem Referenz- oder Zielzustand angeben, ohne diesen explizit darzustellen.

Seegebiet können nur geringere Soll-Werte als Güteklasse II angesetzt werden.⁴⁸⁶ Für eine zusammenfassende Darstellung der Differenzen zwischen „Ist“ und „Soll“ für das gesamte Einzugsgebiet bieten die Bilanzsummen die Möglichkeit, auch die Erreichung der abschnittsbezogenen niedrigeren Soll-Klassen anzugeben.⁴⁸⁷

Bei der Bilanzierung der Indikatoren und Leitindikatoren sind verschiedene Gesichtspunkte zu beachten. Zunächst sollten alle wasserhaushaltlichen Kompartimente mit *Indikatoren* repräsentativ vertreten sein. Aus dem Zusammenhang der Systemmodelle gilt es damit eine ganzheitliche Bewertung von Einzugsgebieten sicher zu stellen. Kenngrößen aus rechtlichen Vorgaben oder fachlichen Regelwerken sollten ggf. ergänzend einbezogen werden.⁴⁸⁸

Als *Leitindikatoren* gilt es diejenigen zu benennen, welche eine möglichst breite Aussagekraft über die Verhältnisse der wasserhaushaltlichen Kompartimente aufweisen und solche, die für den Gewässerschutz im jeweiligen Einzugsgebiet von wesentlicher Bedeutung sind. Letztere werden in der Regel Größen sein, nach denen eine vordringliche Optimierung von Einzugsgebieten erfolgt. Von den gefährlichen bzw. prioritären Stoffen beispielsweise werden dies häufig nur einzelne Parameter sein. Für die Bilanzierung kommen außerdem Leitindikatoren in Betracht, die die mittelbare Wirksamkeit von Maßnahmen veranschaulichen.⁴⁸⁹

Für die *zusammenfassende Darstellung* auf den Aggregationsebenen von *Gewässergüteklassen* erfolgt die Bilanzierung schließlich implizit durch die Klassenausprägungen.

Der damit verbundene Informationsverlust wurde bereits angesprochen. Gegenüber den bisherigen, synoptischen Güte kategorien wird mit der WRRL ein hierarchisches Klassensystem eingeführt. Mit restriktionsanalytischen Aggregationsschritten soll der jeweils schlechteste Zustand den Zustand der übergeordneten Klassifikation bestimmen. Die Klassifikation des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer geht dabei davon aus, dass die Wirkungszusammenhänge zwischen den Gewässerkomponenten weitgehend bekannt wären. In diesem Bereich ist allerdings nach wie vor erheblicher Forschungsbedarf zu konstatieren (z.B. DFG 2003).

2.4.5.2 Alternativenvergleich (Entscheidungsunterstützung)

Methoden zur Entscheidungsunterstützung spielen in der Wasserwirtschaft schon sehr lange eine Rolle (vgl. z.B. LAWA 1981, Pflügner 1989). Ihr Einsatzgebiet lag zunächst überwiegend bei der Beurteilung von wasserbaulichen Anlagen und Ausbaumaßnahmen. Durch die Erweiterung der wasserwirtschaftlichen Aufgabenstellung im Bereich des Gewässerschutzes, die Einbeziehung einer Vielzahl von Verursachergруппen mit unterschiedlicher ökologischer, ökonomischer und sozialer Betroffenheit sowie die

⁴⁸⁶ Siehe in Kap. 3.5.

⁴⁸⁷ In der WRRL wird dem teilweise durch die Einstufung als „heavily modified water bodies“ Rechnung getragen.

⁴⁸⁸ Siehe Kap. 2.4.3.21.

⁴⁸⁹ Dies kann ggf. auch dann von Interesse sein, wenn der weitergehende Zusammenhang zwischen diesen Indikatoren und dem integrierenden „ökologischen Zustand“ oder dem (Gesamt-)Zustand noch nicht vollständig bekannt ist.

dadurch gestiegene Menge an möglichen Handlungsalternativen hat ihr Stellenwert erheblich zugenommen (vgl. DVWK 1999b: 33).

Dies belegen einerseits Aussagen aus der internationalen Wasserwirtschaftsverwaltung (z.B. BR 1996, EU 1998) und andererseits eine Vielzahl von jüngeren Veröffentlichungen zu diesem Thema (z.B. Lorenz 1999, Wenzel 1999, Brüggemann & Pudenz 2001, Drechsler et al. 2001). Einen Überblick über derartige Verfahren geben z.B. DVWK (1999b: 42ff.).

Für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz dient die Entscheidungsunterstützung der *Optimierung*, *Reihung* von strategischen Handlungsalternativen bzw. Szenarios sowie der *Kompromissfindung* zwischen mehreren Akteuren. Aufgrund der Vielzahl der dahingehenden Ansätze kann an dieser Stelle auf einzelne Methoden nicht näher eingegangen werden.⁴⁹⁰ Diese inhaltliche Abgrenzung erscheint vertretbar, da die Alternativenauswahl zwar eine wesentliche Teilaufgabe, bezogen auf die langfristige Erreichung der Umweltqualitätsziele und -standards jedoch nur *eine* Teilaufgabe darstellt. Diese wird in der Literatur in der notwendigen Tiefe behandelt.

2.4.5.3 Schnittstelle zur ökonomischen Bewertung

Durch die Quantifizierung der Wechselwirkungen der Gewässernutzungen mit den Gewässerverhältnissen können Schnittstellen zu sozioökonomischen Fragen des Einzugsgebietsmanagements bereitgestellt werden (vgl. z.B. Hansjürgens 1999, Horsch & Messner 1999: 209, Dehnhardt 2002). Bei jenen kann es sich einerseits um Mengengerüste handeln, die in Verbindung mit Einheitskosten zu maßnahmenbezogenen Kosten multipliziert werden können (vgl. z.B. Fehr & Föhs 1997). Aus Kosten und Wirkungen lassen sich weiterführend Kosten-Wirkungs-Relation ermitteln bzw. Nutzen-Kosten-Analysen durchführen (vgl. LAWA 1981, 1998d).⁴⁹¹ Eine weitere Verwendung besteht in ökologisch-ökonomisch-soziokulturell multikriteriellen Verfahren⁴⁹², bei denen Bewertungen unter Einbeziehung von wirkungsanalytischen mit sozioökonomischen Indikatoren erfolgen. Nach Meran (2001: 284f.) unterscheiden sich Kosten-Nutzen-Analysen und multikriterielle Verfahren vor allem darin, dass mit den erstgenannten, *kompensatorischen Verfahren* unterschiedliche Kriterien miteinander verrechnet werden können, was mit einer Reihe von multikriteriellen Verfahren ausgeschlossen ist.

Durch die physische Bilanzierung lassen sich einzugsgebietsbezogene ökologische Leistungen, Schäden und Knappheiten ermittelt (EU-KOM 2000). Auf dieser Basis kann eine differenzierte ökonomische Bewertung der „Kosten der Wasserdienstleistungen einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten“ gemäß Artikel 9 WRRL erfolgen. Nach LAWA (2003, Teil 3: 79) erfolgen diese Berechnungen sowohl nach dem „Grundsatz der Kostendeckung der Wasserdienstleistungen“ als auch der „kosteneffizientesten Maßnahmenkombination“ (vgl. auch Horsch & Messner 1999: 211, Lorenz

⁴⁹⁰ Siehe Kap. 2.2.2.4 und 2.3.5.2.

⁴⁹¹ Siehe Kap. 2.3.5.3.

⁴⁹² In der aktuellen Diskussion über das Einzugsgebietsmanagement sind dies u.a. Compromise Programming, Promethee, Hassediagrammtechnik, NAIADE. Darüber hinaus kommt in der Wasserwirtschaft auch die Nutzwertanalyse 1. Generation (Pflügner 1989) zum Einsatz. Eine Übersicht der generell für wasserwirtschaftliche Aufgaben in Betracht kommenden Mehrkriterienverfahren geben DVWK (1999: 42ff.).

1999: 23ff.). Dieser Aspekt kann im vorliegenden Rahmen nicht weiter vertieft werden. Hierzu wird auf die genannte Literatur verwiesen. Eine eingehendere Auseinandersetzung mit dem Forschungsbedarf erfolgt insbesondere bei Horsch & Messner (1999).

Gerade für die Implementation der wasserhaushaltlichen Belange in gesellschaftliche Entscheidungsprozesse ist eine derartige Kopplung der Methode Umweltbilanz unabdingbar. Der auf den Wasserhaushalt bezogene Ansatz stützt sich wie erwähnt auf heuristische Überlegungen. Er dient vor allem der zumindest teilweisen Komplexitätsreduktion bezogen auf den Wasserhaushalt und der Erarbeitung von Begründungszusammenhängen für die Zielfestlegung.⁴⁹³

2.4.5.4 Stellung im Entscheidungsprozess

Die generelle Eignung der Methode Umweltbilanz für ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring konnte in Kapitel 2.3.5.4 bestätigt werden. Für alle in Kapitel 2.2.1.2 formulierten Teilaufgaben zur Unterstützung gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse können mit diesem Ansatz die erforderlichen Informationen bereitgestellt werden. In Kapitel 2.4.1.2 wurde anschließend gezeigt, dass es sich beim Gewässereinzugsgebietsmanagement um eine Aufgabe der wasserwirtschaftlichen Umweltentwicklung handelt. Durch die analoge Konzipierung der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz ist damit für jene von der Bewältigung der umweltwissenschaftlichen Teilaufgaben des Gewässereinzugsgebietsmanagements auszugehen.

Die für die Methode Umweltbilanz allgemein formulierten Anforderungen an die umweltwissenschaftlichen Teilaufgaben von Entscheidungsprozessen werden deshalb auf die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz des Einzugsgebietsmanagements übertragen. Hierbei wird die Spezifik der wasserwirtschaftlichen Fragestellungen begrifflich deutlich gemacht:

Teilaufgabe „Modellbildung, Datenerfassung“:

- Abgrenzung des jeweiligen Einzugsgebiets als wasserhaushaltliches Systemmodell einschließlich der Schnittstellen zum anthropogenen System
- Formulierung dieses Systemmodells als wasserhaushaltliches Simulationsmodell i.d.R. durch Kopplung von rechenbaren Teilmodellen relevanter wasserhaushaltlicher Subsysteme bzw. Prozesse und sonstiger relevanter Daten
- Auswahl, Beschreibung und Begründung von Indikatoren des wasserhaushaltlichen Systemzustands

Teilaufgabe „Spezifizierung (Mindest-)Umweltqualität“:

- Bezugnahme der Ziele und insbesondere der Zielkriterien für dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse auf das wasserhaushaltliche Systemmodell
- Differenzierung zwischen der Zielkategorie der dauerhaft angestrebten (Mindest-) Umweltqualität (Umweltqualitätszielkonzept) und der Zielkategorie handlungsorientierter Ziele (Umwelthandlungszielkategorie)
- umweltwissenschaftliche Begründung und gesellschaftliche Festlegung von Umweltqualitätszielkonzepten

⁴⁹³ Siehe auch Kap. 2.3.3.1.

Teilaufgabe „Soll-Ist-Bilanz“:

- Bilanzierung der wasserhaushaltlichen Ist- und Soll-Zustände einschließlich Erläuterung der Unsicherheit der Ergebnisse

Teilaufgabe „Operationalisierung Handlungsoptionen, Wirkungsprognose/-analyse für alternative Handlungsalternativen/Szenarios“:

- Operationalisierung, inhaltliche, räumliche und zeitliche Zuweisung sowie Implementierung von Handlungsoptionen in wasserhaushaltliches System- und Simulationsmodell
- Erstellung von Wirkungsprognosen bzw. -analyse für die strategischen Handlungsalternativen bzw. Szenarios unter Berücksichtigung von Entwicklungsrahmen

Teilaufgabe „Soll-Prognose-Bilanz“:

- Bilanzierung von Prognose- und Soll-Zuständen einschließlich Erläuterung der Unsicherheit der Ergebnisse
- Ermittlung der erreichbaren Umwelthandlungsstandards

Teilaufgabe „Alternativenvergleich“:

- Bilanzierung, ggf. Gewichtung und Reihung der Auswirkungen von Handlungsalternativen bzw. Szenarios für ausgewählte wasserhaushaltliche Indikatoren inklusive Erläuterung der Unsicherheit der Ergebnisse

Teilaufgaben „Monitoring, Erfolgskontrolle“:

- Monitoring der Gewässerzustände mit fortschreibungsfähiger Datenerfassung, Verifizierung der Prognosen, Optimierung des wasserhaushaltlichen System- und Simulationsmodells, Anpassung der Handlungsalternativen

Mit diesen Anforderungen, die zuvor eingehender dargestellt wurden, steht mit der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz ein grundlegender inhaltlicher und methodischer Rahmen für ein umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring beim Gewässereinzugsgebietsmanagement zur Verfügung. Er trägt sowohl der inhaltlichen Komplexität der umweltwissenschaftlichen Fragestellungen, dem Differenzierungsbedarf von Wirkungsanalysen und Bewertungen als auch der zeitlichen Kontinuität des Gewässerschutzes Rechnung.

Seine offene Formulierung erlaubt einerseits die notwendigen Anpassungen an konkrete Einzugsgebiete und Fragestellungen und lässt andererseits Räume für die Methodentwicklung zu. Zugleich weist er eine hinreichende Kohärenz und Konsistenz auf. Vorhandene und im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu entwickelnde Einzelansätze des Gewässereinzugsgebietsmanagements können dadurch eingebunden werden.

Mit den vorliegenden Ansätzen für Entscheidungsunterstützungssysteme, wie sie u.a. von Wind et al. (2002) vorgestellt werden, existieren technologische Entwicklungen, mit denen speziell die Bilanzierungen der Methode Umweltbilanz visualisiert werden können. Die Verwertbarkeit solcher Ansätze in Bezug auf die Implementation in Planungsprozessen steht allerdings noch am Anfang. Die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz geht als umfassende umweltwissenschaftliche Methode für das Gewässereinzugsgebietsmanagement über diese Ansätze deutlich hinaus. Dies gilt insbesondere bezüglich der klaren Definitionen von inhaltlichen, theoretischen, methodologischen Anforderun-

gen als auch die Bestimmung der Verzahnung von umweltwissenschaftlichen Teilaufgaben mit umweltbezogenen gesellschaftlichen Entscheidungs- und Entwicklungsprozessen.

Auf Einzelheiten dieser Entscheidungs- und Entwicklungsprozesse, sozusagen als Kontext für die Implementation der Ergebnisse der Methode Umweltbilanz, kann an dieser Stelle nicht weiter eingegangen werden. Nach Hutter (2005) sind für dieses strategische Planungsverständnis die Aspekte *Inhalt*, *Kontext* und *Prozess* zu betrachten. Die Methode Umweltbilanz trägt zu den Inhalten bei. Sie bezieht sich dabei auf alle fragestellungsrelevanten Gesichtspunkte der naturogenen Umwelt.

Neben dieser einen Nachhaltigkeitsdimension sind die soziokulturellen und ökonomischen Belange separat und dann in ihrer wechselseitigen Beziehung zu behandeln. Für Letztere werden mit der Methode Umweltbilanz ebenfalls die umweltwissenschaftlichen Voraussetzungen geschaffen. Die Betrachtung der weiteren Einbeziehung der Ergebnisse der Methode Umweltbilanz in planerische Strategien gehören nicht mehr zum umweltwissenschaftlichen Beitrag, sondern sind Aufgaben der Umwelt- und Raumentwicklung. Ein Exempel für die Implementation der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz in ein Aufstellungsverfahren eines Bewirtschaftungsplans enthält das Fallbeispiel.

3. Wasserwirtschaftliche Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza

Die in Kapitel 2 theoretisch und methodisch konzipierte *wasserwirtschaftliche Umweltbilanz* wurde in Form einer Fallstudie für das Gewässereinzugsgebietsmanagement in einem konkreten Einzugsgebiet erprobt. Damit werden die spezifischen Herausforderungen bei der Anwendung des Konzepts, erste Lösungswege und der weitere Forschungsbedarf ermittelt. Durch die sehr weitreichenden Anforderungen an die Methode Umweltbilanz ist diese Fallstudie naturgemäß als ein erster Schritt zu deren Anwendung zu verstehen. Defizite gegenüber dem theoretisch-methodischen Konzept werden deshalb explizit angesprochen, um so auf den weiteren Entwicklungsbedarf bzw. die aktuellen Anwendungsgrenzen hinzuweisen. Das vorliegende Kapitel gibt eine Übersicht über die Ergebnisse dieser Untersuchungen.

Um den Bezug zu einer gesellschaftlichen Aufgabenstellung der Umweltentwicklung herzustellen, wurde als Beispiel die Aufstellung eines Bewirtschaftungsplans nach § 36b WHG i.d.F. vom 12. November 1996 gewählt. Damit können neben einem konkreten Einzugsgebiet auch die Rahmenbedingungen eines realen öffentlich-rechtlichen Verfahrens in die Betrachtungen einbezogen werden. Als Fallstudie dient die Aufstellung des *Bewirtschaftungsplans Salza* in Sachsen-Anhalt. Für dieses Einzugsgebiet und das Verfahren sprach, dass aufgrund der besonders vielfältigen Problemstellung und der relativ geringen Datenbasis eine umfangreiche Grundlagenerarbeitung erforderlich war. Diese bot die Voraussetzungen für die Entwicklung und Erprobung einer methodischen Gesamtkonzeption.

Der Beginn der Bearbeitung lag in den Jahren 1996/97 und wurde mit der Genehmigung des Plans am 11. Juli 2001 abgeschlossen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird das gesamte Verfahren der Planaufstellung einbezogen. Dadurch können sowohl fachliche als auch verfahrensmäßige Fragen betrachtet werden. Wegen des konkreten Bearbeitungszeitraums konnten die Vorgaben durch die Verabschiedung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) nicht berücksichtigt werden. Die Verwertbarkeit der Ergebnisse in Bezug auf die geänderten rechtlichen Rahmenbedingungen wird deshalb gesondert in Kapitel 5 diskutiert. Grundsätzlich ist evident, dass das Fallbeispiel zentrale inhaltlich-methodische Fragen thematisiert, die auch für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie von entscheidender Bedeutung sind (vgl. LAWA 2002, 2003). Dies gilt insbesondere für die Operationalisierung des Gewässereinzugsgebietsmanagements.

Die Erläuterung des Fallbeispiels stützt sich im Wesentlichen auf eine zwischen 1996 und 1999 erstellte Studie des Verfassers zur Integration der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza (Schanze 1999), den Entwurf des Bewirtschaftungsplans (Schanze 2000) und dessen endgültige Fassung (RP Halle 2001). Durch die genannten Studien werden sämtliche Teilprojekte zur Vorbereitung des Plans einbezogen. Die Darstellungen der vorliegenden Arbeit konzentrieren sich auf eine exemplarische Aufbereitung der methodologischen Vorgehensweise und der erzielten Ergebnisse. Die Vorstellung der Ergebnisse beschränkt sich auf grundlegende sowie ausgewählte vertiefende Aspekte, soweit sie für das Problemverständnis und die Erläuterung der Anwendung der Methode maßgeblich sind.

3.1 Einführung in das Fallbeispiel

3.1.1 Wasserwirtschaftliche Aufgabenstellung

Für den Oberlauf des Flusses Salza, einem linksseitigen Nebenfluss der Saale mit dem vollständigen Einzugsgebiet der Mansfelder Seen wurde in der Zeit von 1996 (Aufstellungsbeschluss) bis 11. Juli 2001 (Genehmigung) der *Bewirtschaftungsplan Salza* aufgestellt. Planungsträger war das Regierungspräsidium Halle. Der Plan wurde als notwendig erachtet, „um die bestehenden und wieder entstehenden Mansfelder Seen als Bestandteil des Naturhaushalts zu sichern und die Nutzungen des Gewässerregimes zu ordnen“ (RP Halle 2001: 9). Geltungsbereich sind die ober- und unterirdischen Einzugsgebiete des Süßen Sees⁴⁹⁴ und des nachgelagerten ehemaligen Salzigen Sees⁴⁹⁵ bis zu dessen Ablauf in den Fluss *Salza*. Der Salzige See ist nach Flutung des Mansfelder Grubengebäudes durch natürlichen Grundwasseranstieg am Wiederentstehen, sofern nicht durch das bestehende Pumpwerk Wansleben permanent Wasser gehoben wird.⁴⁹⁶

Auf eine vollständige Einbeziehung des Einzugsgebiets der Salza, die bei Salzmünde in die Saale mündet, wurde nach Maßgabe des Regierungspräsidiums aus Gründen des Untersuchungsaufwands verzichtet. Wenngleich nach Artikel 13 der nach dieser Entscheidung verabschiedeten WRRL bzw. § 36b Absatz 1 WHG i.d.F. vom 18.06.2002 generell eine Bewirtschaftung von „Flussgebietseinheiten“ vorgegeben ist, wird in Absatz 5 WRRL bzw. Absatz 4 WHG explizit auch eine Bewirtschaftung von Teilgebieten genannt.

Rechtliche Grundlagen

Nach dem seinerzeit gültigen § 1a Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in der Fassung vom 12.11.1996 sind „(1) die Gewässer ... als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Sie sind so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm dem Nutzen Einzelner dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen unterbleiben.

(2) Jedermann ist verpflichtet, bei Maßnahmen, mit denen Einwirkungen auf ein Gewässer verbunden sein können, die nach den Umständen erforderliche Sorgfalt anzuwenden, um eine Verunreinigung des Wassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu verhüten, um eine mit Rücksicht auf den Wasserhaushalt gebotene sparsame Verwendung des Wassers zu erzielen und die Leistungsfähigkeit des Wasserhaushalts zu erhalten und um eine Vergrößerung und Beschleunigung des Wasserabflusses zu vermeiden.“

Das Wohl der Allgemeinheit erforderte laut § 2 (3) dem zu diesem Zeitpunkt gültigen Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt (WG LSA, zuletzt geändert durch Gesetz

⁴⁹⁴ Im Weiteren als „TEZG Süßer See“ bezeichnet.

⁴⁹⁵ Im Weiteren als „TEZG Salziger See“ bezeichnet.

⁴⁹⁶ Näheres dazu siehe unten.

vom 29.05.1997) insbesondere, „...dass

1. nutzbares Wasser in ausreichender Menge und Güte zur Verfügung steht und die öffentliche Wasserversorgung nicht gefährdet wird,
2. Hochwasserschäden, schädliches Abschwemmen von Boden und eine schädliche Auswaschung von Boden verhütet werden,
3. landwirtschaftlich und anders genutzte Flächen unter Vermeidung dauerhaft nachteiliger Wirkungen auf den Naturhaushalt entwässert werden können,
4. die Gewässer einschließlich des Meeres vor Verunreinigungen geschützt werden,
5. die Bedeutung der Gewässer und ihrer Uferbereiche als Lebensstätten für Pflanzen und Tiere und ihre Bedeutung für das Bild der Landschaft berücksichtigt werden,
6. das Wasserrückhaltevermögen und die Selbstreinigungskraft der Gewässer gesichert und, soweit erforderlich, wiederhergestellt und verbessert werden kann“.

Nach § 186 (1) WG LSA i.d.F. vom 29.05.97 stellen die oberen Wasserbehörden „soweit die Ordnung des Wasserhaushalts es erfordert ... zur Bewirtschaftung der Gewässer (§ 1a WHG) Pläne auf, die dem Schutz der Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts, der Schonung der Grundwasservorräte und den Nutzungsanforderungen Rechnung tragen (Bewirtschaftungspläne). Die Ziele der Raumordnung und Landesplanung sind zu beachten.“

Bewirtschaftungspläne wurden zum Zeitpunkt der Planaufstellung als „... auf die Zukunft gerichtete örtlich begrenzte wasserwirtschaftliche und wasserrechtliche Fachplanung bezeichnet, die unter Festlegung des zu erhaltenden oder zu erreichenden Gütezustands des Gewässers oder Gewässerteils die Möglichkeiten für die Wassergewinnung, die Belastung mit Abwasser oder für andere Gewässerbenutzungen darstellt ...“ (Sieder et al. 1998: 7).

In den Bewirtschaftungsplänen für oberirdische Gewässer oder Gewässerteile sollten nach § 186 (2) WG LSA i.d.F. vom 29.05.97 unter Berücksichtigung der natürlichen Gegebenheiten festgelegt werden:

1. die Nutzungen, denen das Gewässer dienen soll,
2. die Merkmale, die das Gewässer in seinem Verlauf aufweisen soll,
3. die Maßnahmen, die erforderlich sind, um die festgelegten Merkmale zu erreichen oder zu erhalten sowie die einzuhaltenden Fristen,
4. sonstige wasserwirtschaftliche Maßnahmen“.

Aufgrund der Heraushebung der ökologischen Aspekte der Gewässerbewirtschaftung mit der Sechsten Novelle des WHG vom 12.11.1996 (Knopp 1997) stellte die Nummerierung der genannten Aufgaben keine Rangfolge dar. Vielmehr kam bereits in dieser Fassung wegen der für die Bewirtschaftungsplanung geforderten immissionsseitigen Gesamtschau der Gewässer Ziffer 2 die maßgebliche Bedeutung zu (Sieder et al. 1998). Diese Einschätzung wurde durch die im Verlauf der Aufstellung des Bewirtschaftungsplans verabschiedete WRRL bestätigt, wonach dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse der Gewässer im Mittelpunkt der Gewässerbewirtschaftung stehen.⁴⁹⁷

⁴⁹⁷ Siehe Kap. 2.4.1.2.

Die Bewirtschaftungspläne waren nach dem damals gültigen Landesgesetz „insbesondere durch zusätzliche Anforderungen (§ 8 WG LSA), den Widerruf von Erlaubnissen (§ 11 (1) WG LSA), den Widerruf von Bewilligungen (§ 18 WG LSA), den Widerruf von alten Rechten und alten Befugnissen (§ 33 WG LSA), Ausgleichsverfahren (§ 39 WG LSA), den Erlass von Reinhalteordnungen (§ 100 WG LSA) oder sonstige im Bewirtschaftungsplan festzulegende Maßnahmen durchzusetzen“ (§ 186 (5) WG LSA). Nach § 186 (7) WG LSA i.d.F. vom 29.05.97 war ihre Verbindlichkeit für die Entscheidungen der Wasserbehörden vorgegeben. Bei der Aufstellung sollten „die Körperschaften, Verbände, Vereinigungen und Behörden beteiligt werden, deren Aufgabenbereich von den Plänen berührt wird“ (§ 186 (7) WG LSA). Die Bewirtschaftungspläne sollten „der Entwicklung fortlaufend angepasst werden“ (§ 186 (4) WG LSA).

Eine Darstellung der mit der nationalen Umsetzung der WRRL verbundenen Änderungen für die genannten Regelungen kann im an dieser Stelle nicht erfolgen. Die Novellierung des sachsen-anhaltinischen Wassergesetzes war zum Zeitpunkt der vorliegenden Arbeit noch nicht abgeschlossen. In Bezug auf die Umsetzung kann allerdings auf die Darstellung der LAWA (2003, Teil 2: 3) verwiesen werden. Danach wird davon ausgegangen, dass „keine neuen Zulassungsregelungen neben den bestehenden Erlaubnis-, Bewilligungs- und Genehmigungstatbeständen mehr geschaffen werden müssen.“

Aufgabe des Bewirtschaftungsplans

In Anbetracht der fachlichen Erfordernisse und der rechtlichen Grundlagen sollten mit dem Bewirtschaftungsplan Salza festgelegt werden:

- die Ziele und Maßnahmen für die aus Sicht des Wasserhaushalts, von Natur und Landschaft sowie der Erholung notwendige Sanierung des Süßen Sees mit seinem Einzugsgebiet
- die Ziele und Maßnahmen für die mit dem Gesetz über den Landesentwicklungsplan des Landes Sachsen-Anhalt (LEP-LSA) i.d.F. vom 18. Juni 1999 beschlossene Wiederenstehung des Salzigen Sees (Vorranggebiet für Natur und Landschaft XVII) einschließlich der damit verbundenen Bewirtschaftung des Einzugsgebiets

Der Bewirtschaftungsplan Salza hat damit für die genannten Gewässer und deren Einzugsgebiete die notwendige Gesamtschau für die Abwägung konfligierender Nutzungsansprüche im Gebiet darzustellen (vgl. Sieder et al. 1998). Als konfligierende Nutzungsansprüche gelten für die Mansfelder Seen insbesondere Abwasserbeseitigung, Entwässerung landwirtschaftlicher Flächen, Entwässerung von Müll- und Schadstoffkippen im Einzugsgebiet, Erholungsnutzung sowie Natur und Landschaft (Heise 1993: 5ff.). Die diesbezüglich notwendige Ordnung des Wasserhaushalts sollte wegen der erheblichen Vorbelastungen des Einzugsgebiets auch Maßnahmen zur Vermeidung weitergehender Beeinträchtigungen des Grundwassers sowie die morphologische Sanierung der Fließgewässer berücksichtigen (ebd.).

Die Festlegung der Ziele für die angestrebten Nutzungen und Merkmale der Gewässer ist nur vor dem Hintergrund der Sanierungspotenziale des Ausgangszustands der Seen und ihrer Einzugsgebiete möglich. Hierzu bedurfte es der hinreichenden Untersuchung des aktuellen Gewässerzustands sowie der Abschätzung der Wirkungen der grundsätzlich in Betracht kommenden Bewirtschaftungsmaßnahmen. Für die vom verfahrensführenden Regierungspräsidium festgelegte Geltungsdauer des Bewirtschaftungsplans bis

2020 galt es daraus ein Bewirtschaftungskonzept zu formulieren, das sämtliche wasserwirtschaftliche Belange abgestimmt berücksichtigt. In dessen Mittelpunkt sollte die mengen- und gütewirtschaftliche Stabilisierung der Mansfelder Seen sowie ein ausreichender Mindestabfluss in der Salza stehen.

Mit der Erarbeitung der fachlichen Grundlagen des Bewirtschaftungsplans war das Staatliche Amt für Umweltschutz (STAU) Halle beauftragt.⁴⁹⁸ Zur Bearbeitung der vertiefenden Fragestellungen wurden vom Regierungspräsidium Halle (RP Halle) und dem Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) insgesamt 15 Teilprojekte an Universitäten, außeruniversitäre Forschungseinrichtungen und Ingenieurbüros in Auftrag gegeben. Deren Integration und bewirtschaftungsorientierte Auswertung war Aufgabe des Teilprojekts des Verfassers. Dieses umfasste folgende Teilleistungen:

- Entwicklung eines theoretisch-methodologischen Ansatzes für ein integriertes Gewässereinzugsgebietsmanagement im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen,
- DV-technische Operationalisierung (Simulationsmodell) einer gesamtäumlichen und integrierten Wirkungsanalyse (Systemmodell) unter Einbeziehung der Ergebnisse von Einzeluntersuchungen und Daten Dritter,
- Erarbeitung von Begründungszusammenhängen und Vorschlägen für ein gesamtäumliches Umweltqualitätszielkonzept als Bezugsrahmen für die Bewertung des Ist-Zustands und von Bewirtschaftungsvarianten,
- Analyse und Bewertung des Ausgangszustands zur Ermittlung der Sanierungs- und Entwicklungserfordernisse (Soll-Ist-Bilanz),
- Erarbeitung von wirkungsspezifischen, räumlich definierten und umsetzungsorientierten Bewirtschaftungsoptionen und Implementierung dieser in die Wirkungsanalyse,
- Konzeption von Vorschlägen für Bewirtschaftungsvarianten (Szenarios) und Prognose bzw. ex ante-Wirkungsanalyse ihrer Auswirkungen (Soll-Prognose-Bilanz),
- Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten und Gegenüberstellung der Erreichung der Ziele und Standards des Umweltqualitätszielkonzepts sowie Darstellung der Folgen für die Nutzbarkeit (Soll-Ist-/Prognose-Bilanz),
- Hinweise für die Umsetzung unter Berücksichtigung von Kosten für die Realisierung der Bewirtschaftungsvarianten einschließlich der Ermittlung der ökonomisch-ökologischen Effizienz von Maßnahmen und deren Umsetzungspriorität

Aus diesen Teilleistungen ergaben sich zwei maßgebliche wissenschaftliche Herausforderungen: zum einen die Schaffung eines operablen Systemmodells für das Einzugsgebietsmanagement, zum anderen die Aufstellung von begründeten Leitbildern, Zielen und Standards zur Gegenüberstellung mit den Analyse- und Simulationsergebnissen dieses Modells. Dies führte zur Entwicklung und Erprobung der Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz in der jetzt vorliegenden Form. Die im Rahmen des Teilprojekts erzielten Ergebnisse wurden in einer ausführlichen Textfassung im Jahr 1999 an das Regierungspräsidium Halle übergeben. Auf dieser Grundlage erhielt der Verfasser den Auftrag, den eigentlichen Bewirtschaftungsplan zu formulieren.

⁴⁹⁸ Nach einer Verwaltungsreform des Landes Sachsen-Anhalt wurden die Staatlichen Ämter für Umweltschutz im Jahr 2000 aufgelöst. Die Aufgaben werden jetzt vom Regierungspräsidium, vom Landesamt für Umweltschutz (LAU) und dem Landesbetrieb für Hochwasser – teilweise durch dieselben Mitarbeiter – wahrgenommen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden auch Erfahrungen aus der Grundlagenerarbeitung und dem Aufstellungsverfahren für den Bewirtschaftungsplan Salza für die Entwicklung der Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz ausgewertet. Aus diesem Grund enthalten die nachfolgenden Darstellungen der Fallstudie an mehreren Stellen Ergebnisse, die über den Bewirtschaftungsplan Salza hinausgehen oder diesen inhaltlich konkretisieren. In diesem Zusammenhang konnten auch Vorgehensweisen beim abgeschlossenen Aufstellungsverfahren kritisch reflektiert werden. Darüber hinaus ergab sich die Möglichkeit, die Potenziale des Ansatzes für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu reflektieren.

3.1.2 Landschaftsökologische Charakterisierung des Einzugsgebiets

3.1.2.1 Lage im Raum

Der Bezugsraum liegt im Westen der Industrieregion Halle-Leipzig-Bitterfeld im Bundesland Sachsen-Anhalt. Mit einer Flächengröße von 411 km² umfasst er das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen bis zum Ablauf in den Fluss Salza. Von den 4.445 km² des Regierungsbezirks Halle beträgt sein Flächenanteil 9 %. Er ist Teil der Landkreise Mansfelder Land, Merseburg-Querfurt, Sangerhausen und Saalkreis, wobei die beiden Erstgenannten mehr als 80 % der Fläche einnehmen. 57 Städte und Dörfer mit 70.131 Einwohnern⁴⁹⁹ liegen flächenmäßig ganz oder teilweise im betrachteten Einzugsgebiet. Eine Übersicht über die räumliche Einordnung gibt Abbildung 3-1.

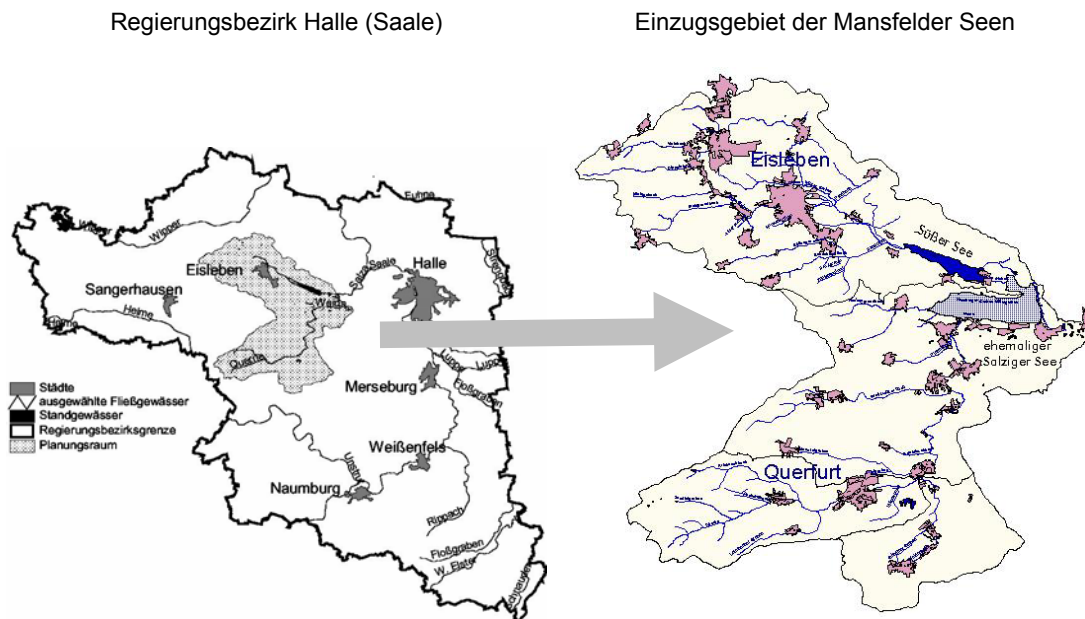


Abbildung 3-1 Bezugsraum des Bewirtschaftungsplans Salza

⁴⁹⁹ (Stand: 31.12.1998). Eine Aktualisierung der Angaben war aus Gründen einer einheitlichen Datengrundlage in sämtlichen Untersuchungen nicht sinnvoll.

Naturräumliche Einheiten

Nach der Landschaftsgliederung des Landschaftsprogramms für das Land Sachsen-Anhalt (MUN 1994) erstreckt sich das Einzugsgebiet über die vier Landschaftseinheiten „Östliches Harzvorland“, „Querfurter Platte“, „Mittel- und Unterharz“ (Hornburger Sattel) und „Helme-Unstrut-Schichtstufenland“ (Ziegelrodaer Plateauhügelland). Im Süden und Südwesten grenzen das Untere Unstruttal sowie die Unstrut-Helme-Niederung an. Die westliche und nordwestliche Abgrenzung bilden das Sangerhäuser Hügelland sowie der Übergang zur Unterharzhochfläche. Nach Osten geht der Bezugsraum allmählich in die Merseburger, nach Südosten in die Gleinaer Ebene über (Meynen & Schmithüsen 1962, Schröder 1986).



Abbildung 3-2: Landschaftseinheiten im Einzugsgebiet Mansfelder Seen (MUN 1994)

3.1.2.2 Klima / Luft

Regionalklima

Die klimatischen Verhältnisse im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen werden durch seine Lee-Lage östlich und südöstlich des Harzes bestimmt. Aus diesem Grund stellt das Gebiet als Teil des mitteldeutschen Trockengebiets den niederschlagsärmsten Raum Deutschlands dar. Die Jahressummen der Niederschläge des Salzagebiets liegen im Mittel bei 550 mm und weisen eine hohe Amplitude zwischen 335 mm und 866 mm auf (bezogen auf die Reihe 1947-1995; siehe Abb. 3-3). Die mittlere potenzielle Ver-

verdunstung beläuft sich auf 565 mm. Die Niederschlagsverhältnisse im hydrologischen Jahr 1997-98, in dem ein Teil der zeitlich hoch auflösenden Messprogramme für die Grundlagenerarbeitung des Bewirtschaftungsplans durchgeführt worden sind, lagen mit 465 mm/a deutlich unter dem langjährigem Mittel (DWD 1995, DWD 1996).

Als Grundlage für die Abschätzung von Wasserstandsschwankungen des wieder entstehenden Salzigen Sees kam Klämt (1998) aufgrund einer repräsentativen Niederschlags- und verdunstungsklimatischen Analyse zu folgenden Ergebnissen: Im Beobachtungszeitraum 1901-1996 der Niederschlagsmessstation Schraplau bestand in Bezug auf die jährlichen Niederschlagssummen bei hoher Schwankungsbreite zwischen den Jahren quasi kein Trend (+0,14 mm/a). Allerdings erfolgte hierbei eine Kompensation abnehmender sommerlicher Niederschlagshöhen durch zunehmende Niederschlagssummen in den Wintermonaten (Nov.-Apr.).

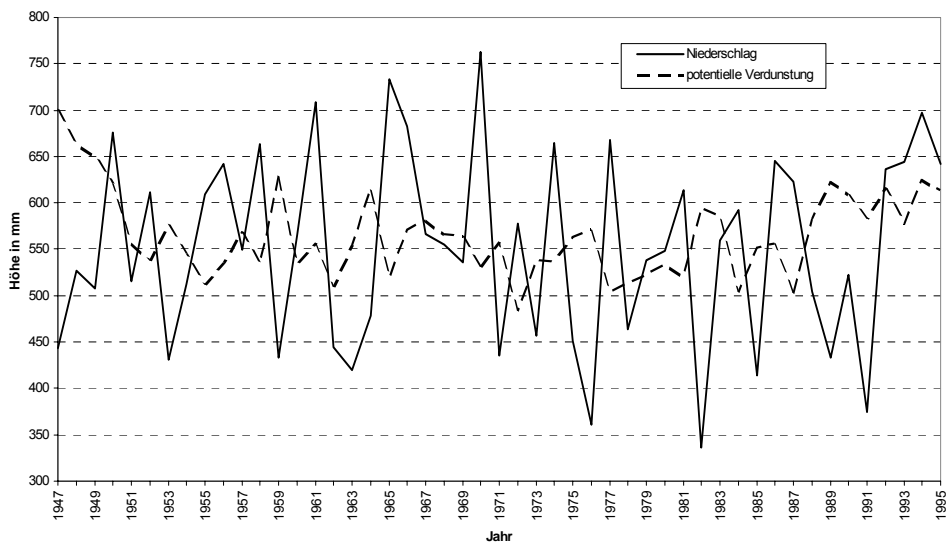


Abbildung 3-3: Jahressummen des Gebietsniederschlags und der potenziellen Evapotranspiration im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen – Reihe 1947-1995 (DWD 1995, DWD 1996)

Die potenzielle Verdunstung (PET)⁵⁰⁰ wies demgegenüber einen positiven Trend von +34 mm/a auf. Insgesamt ergeben sich aus einem langjährigen Mittelwert der klimatischen Wasserbilanz -37 mm (bezogen auf die Reihe 1901-1996) bzw. -19 mm (bezogen auf die Reihe 1947-1995) und damit im Extremfall rein rechnerisch Negativbilanzen im Bereich von durchschnittlich -50 mm (= -0,65 m³/s bezogen auf die Einzugsgebietsfläche). Werner (1998) prognostiziert in Bezug auf ein Klimaszenario, welches die allgemein angenommene globale Temperaturerhöhung um 1,5 K zu Grunde legt, die Zunahme der Häufigkeit von Trockenjahresperioden auf ca. 20 % der Jahresreihen.

⁵⁰⁰ Nach Turc/Ivanov.

Räumliche Varianz der Klimagrößen im Untersuchungsraum

Die Jahregänge von Niederschlägen und potenzieller Evapotranspiration weisen in den für die Betrachtung der Mansfelder Seen bedeutsamen Teileinzugsgebiete Querne-Weida und Böse Sieben nahezu identische Verläufe auf. Charakteristisch ist eine deutliche West-Ost-Verteilung des Niederschlags, welche durch die Lee-Lage zum Harz sowie die Höhenlage der einzelnen Messstationen bestimmt wird.

Tabelle 3-1 zeigt Unterschiede zwischen den Teilgebieten bei den mittleren Niederschlagssummen der Reihe 1960-1993. Daraus ergibt sich für das Teileinzugsgebiet der Weida als Hauptzufluss des wieder entstehenden Salzigen Sees eine geringfügig negative und für das Teileinzugsgebiet Böse Sieben als Hauptzufluss des Süßen Sees eine positive klimatische Wasserbilanz. Die Ursache dafür dürfte in den morphologisch bedingten höheren Jahresniederschlagssummen im Bereich des Unterharzes (Zuflüsse zur Bösen Sieben) liegen. Bei der hydrologischen Modellierung und der Berechnung der Einträge von urban versiegelten Flächen wurde diese räumliche Varianz berücksichtigt.

Tabelle 3-1: Gebietsmittel des Niederschlags im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen (Reihe 1960–1993; DWD 1995)

Teileinzugsgebiet	Niederschlag [mm/a]	potenzielle Evapotranspiration [mm/a]
Böse Sieben / Süßer See	593	553
Querne-Weida	544	554
Salza _{gesamt} (1947-1995)	550,5	565,1

Gebietsniederschlagsintensität

Klimatisches Charakteristikum des Gebiets sind die vor allem in den Sommermonaten auftretenden Starkregenereignisse. Diese Ereignisse treten nach Thomas (1980) mit einer mittleren Wahrscheinlichkeit von 2 - 4 Mal pro Jahr bevorzugt in den Sommermonaten auf. Ein Starkniederschlagsereignis kann die Gesamtsumme des Niederschlags eines Monats auf sich konzentrieren. In Extremfällen wurden einzelne Ereignisse mit Niederschlagsmengen von 90 - 100 mm/d registriert, was rund einem Fünftel des mittleren Jahresdurchschnitts entspricht (ebd.).

Diese lagebedingten Besonderheiten der Niederschlagsdynamik wirken sich besonders auf die Abflussverhältnisse der Oberflächengewässer im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen aus. Im Rahmen der Teilprojekte 10 (Frühauf & Schmidt 1999) und 11 (Baum & Schmidt 1998) wurden dahingehend für die beiden vertiefend untersuchten hydrologischen Jahre 1997/98 und 1998/99 ereignisbezogene Messungen durchgeführt. Deren Ergebnisse fanden Eingang in das Stofftransport-Bilanzmodell.⁵⁰¹

⁵⁰¹ Siehe Kap. 4.

Lufttemperatur

Das Jahresmittel der Lufttemperatur beträgt 8,8°C bei einer Amplitude von 18,4°C. Die Januartemperaturen erreichen im langjährigen Mittel -0,2 °C und die Julitemperaturen 18,2°C (Reihe 1901-1950, Meteorologischer und hydrologischer Dienst der DDR 1961). Besonders günstig auf das Mesoklima wirkt sich der Wasserkörper des Süßen Sees aus. Durch die temperaturstabilisierende Wirkung der großen Wassermassen bleibt die Bildung von Kaltluftseen und damit verbundene Frosteinbrüche im Gebiet um den See aus. Diese Klimagunst ermöglicht den großflächigen Obstanbau mit Kulturen wie Aprikose, Pfirsich, Kirsche, Apfel sowie den Weinanbau.

Stoffimmissionen über den Luftpfad

Über die meteorologischen Verhältnisse hinaus können speziell für Standgewässer die Stoffimmissionen über den Luftpfad von Belang sein. Zu dieser Frage stehen aus dem Luftüberwachungsnetz des Landes Sachsen-Anhalts (LÜSA) Angaben aus dem Bezugsraum zur Verfügung (Meteorologischer und hydrologischer Dienst der DDR 1955, LAU 1998a). Aus dem Messprogramm sind vor allem die Immissionen von Nährstoffen, Kohlenwasserstoffverbindungen, Schwermetallen und Arsen wasserwirtschaftlich bedeutsam. Der limnologisch maßgebliche Nährstoff Phosphor wird aufgrund mangelnder toxikologischer Relevanz im Landesmessnetz nicht erfasst. Hierzu existieren Daten örtlicher Untersuchungen (Hieber 1996).

Die Stickstoffmonoxid- und -dioxidkonzentration im Bereich der Messstelle Amsdorf ist mit weniger als 30 µg/m³ Luft als im regionalen Vergleich unterdurchschnittlich einzustufen. Die über den Niederschlag eingetragene Frachten belaufen sich nach Stichprobenmessungen im Bereich Wimmelburg/Wolferode auf 10,07 µg/l Gesamt-Stickstoff. Für Gesamt-Phosphor wurden im Mittel 0,53 µg/l gemessen (ebd.). Die Einträge wurden bei den Stoffbilanzen für die Seen berücksichtigt.⁵⁰²

Bezüglich der toxikologisch relevanten Luftschadstoffe belegen die Ergebnisse der Messstation Amsdorf kurzzeitig und kleinräumlich erhöhte Belastungen mit Toluol, Xylol und Ammoniak (LAU 1998). Für die Wiederentstehung des Salzigen Sees werden diese mengenmäßig ohne Bedeutung sein (ebd.).

3.1.2.3 Geologie / Böden

Tektonik

Die Tektonik des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen wird in 4 Raumeinheiten gegliedert. Der südliche und südwestliche Teil des Bezugsraums (Querne-Weida-Gebiet) ist nahezu ungegliedert und wird von der Querfurt-Freyburger Mulde gebildet (Schröder 1986). Die Teileinzugsgebiete von Süßem und ehemaligen Salzigen See haben Anteil an den 3 tektonischen Einheiten „Pultscholle des Harzes und Hornburger Sattel“, „Mansfelder Mulde“ und „Teutschenthaler Sattel“.

⁵⁰² Siehe Kap. 4.3.3.6.

Als charakteristisch für die Gestalt des gesamten Gebiets sind die während der alpidischen Gebirgsbildung (saxonische Phase) durch Fernwirkung entstandenen Störungszonen anzusehen (Neuss & Zühlke 1982). Die Hornburger Tiefenstörung ist für die tektonische Gliederung des Bezugsraums von großer Bedeutung, da sie Mansfelder und Querfurter Mulde voneinander trennt. Außerdem üben die vor allem im Gebiet der Mansfelder Mulde angelegten Störungszonen einen wesentlichen Einfluss auf die Struktur des heutigen Gewässernetzes aus. So ist der Verlauf der Bösen Sieben stark an den Martinschächter Flözgraben gebunden.

Die wesentlichsten Fakten, die zur Bildung der Mansfelder Seen führten, sind die tektonische Beanspruchung entlang des Martinschächter Flözgrabens und seiner Kreuzung mit der Hornburger Tiefenstörung im Bereich des ehemaligen Salzigen Sees sowie die durch diese tektonischen Elemente bewirkte Heraushebung des Teutschenthaler Sattels mit Steinsalzmächtigkeiten > 1000 m. Die tektonischen Verhältnisse fungierten als Leitschiene für die Heranführung von Wässern, die am Westrand der Mansfelder Mulde versickerten, auf ihrem Weg auf der Oberfläche des Salzes am Teutschenthaler Sattel das Steinsalz auflösten und im genannten Kreuzungsbereich als Solquellen an die Oberfläche traten. Der unterirdische Steinsalzschwund zeigte sich über Tage als Senkungsbetrag in Form der flachen Seemulden (Spilker 1996).

Geologie

Der geologische Bau des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen ist sehr vielgestaltig und von einigen Besonderheiten geprägt. Das Prätertiär der Teileinzugsgebiete von Querne und Weida (Querfurt-Freyburger Mulde) bilden die triassischen Sedimente des Muschelkalks und Buntsandsteins, wobei auf dem Ziegelrodaer Plateauhügelland der Buntsandstein oberflächlich ansteht und das Ausgangssubstrat der Bodenbildung darstellt. Im Hangenden des Muschelkalks der Querfurter Platte sind tertiäre Sedimente weit verbreitet. Nach Schröder (1986: 9f.) handelt es sich dabei um reine Quarzkiese und Quarzsande. Als pleistozäne Ablagerung bildet fast ausschließlich weichselzeitlicher Löss das Ausgangssubstrat der Bodenbildung auf der gesamten Querfurter Platte (ebd., Richter et al. 1970).

Für die Mansfelder Mulde ist das geologische Geschehen während des Oberkarbon und Perm von besonderer Bedeutung. Während dieser Zeit entstanden das wirtschaftlich ehemals bedeutende Kupferschieferflöz und die mehrere hundert Meter mächtigen Zechsteinsalze, welche nach Subrosion die heutige Oberflächengestalt prägen. Triassische Sedimente sind in dem zum Einzugsgebiet der Salza gehörenden Teil der Mansfelder Mulde nur noch in Form von unterem und mittlerem Buntsandstein sowie kleinflächig vorkommendem Muschelkalk vorhanden (Krumbiegel & Schwab 1974). In einigen Hohlformen der prätertiären Landoberfläche bildeten sich den Autoren zufolge tertiäre limnisch-terrestrische Ablagerungen aus Sanden, Kiesen, Schluffen und Tonen. Lokal sind in diese Sedimente erdige Weichbraunkohlen eingelagert. Im Oberröblinger Becken entstand ein mächtiges tertiäres Kohleflöz (Bereich des heutigen Braunkohletagebaus Amsdorf).

Der Übergangsbereich zum Unterharz und zum Hornburger Sattel ist durch das ausstreichende Kupferschieferflöz gekennzeichnet. In diesem Ausstrichsbereich begann der über 700 Jahre andauernde und heute stillgelegte Mansfelder Kupferschieferbergbau. Das Kupferschieferflöz folgt an der Basis der Zechsteinablagerungen in einem Schicht-

fallen von ca. 8° der Beckenstruktur der Mansfelder Mulde. Während der Hornburger Sattel aus Ablagerungen des Rotliegenden gebildet wird, steht im Unterharz (Gebiet um Annarode) das Oberkarbon an (ebd.).

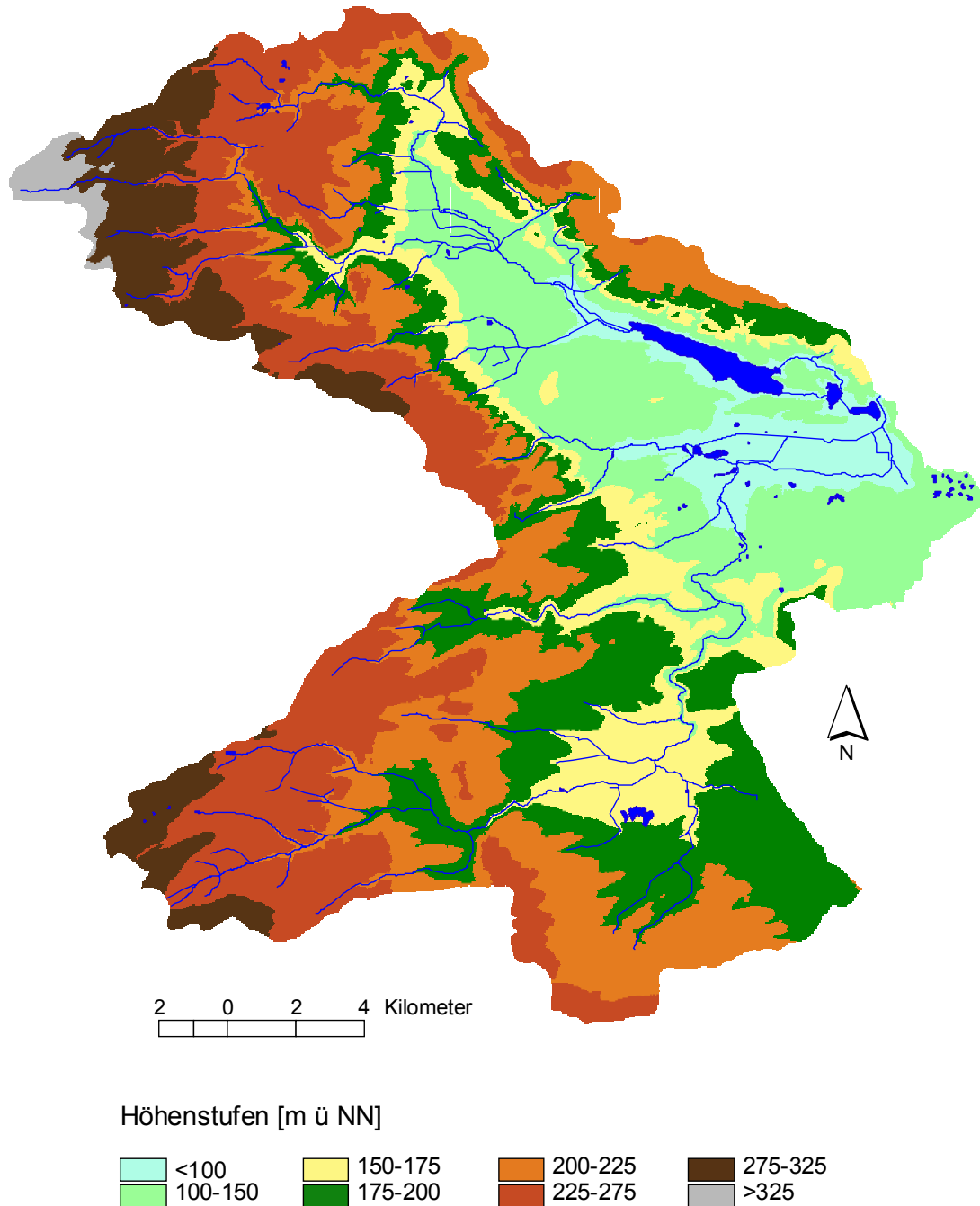


Abbildung 3-4: Orographie des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen (STAU Halle, unveröff.)

Geomorphologie

Das Relief des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen stellte sich im ausgehenden Tertiär als eine von Westen und Südwesten schwach nach Osten geneigte, flachwellige Hochfläche dar (Schröder 1986: 5f.). In der Mansfelder Mulde erfolgte die Deformierung dieser Hochfläche durch Subrosion, deren intensivste Auswirkungen sich im Gebiet der Mansfelder Seen zeigen (vgl. Friedrich & Frühauf 2002, 256ff.). Durch kreuzende Störungen werden die Auslaugungsvorgänge begünstigt, was ein hohes Erdfallrisiko zur Folge hat (z. B. Rollsdorfer Erdfall). Die Mansfelder Seen müssen als mit Grundwasser gefüllte Subrosionssenken angesehen werden (ebd.; siehe Abb. 3-5). Die Geländeabsenkung infolge Subrosion ist für das Gebiet der Mansfelder Mulde ein bedeutender rezenter Formenbildungsprozess, der vor allem große ingenieurgeologische Probleme nach sich zieht (Stand sicherheitsprobleme an und Zerstörung von Bauwerken in Eisleben, Helfta oder Rollsdorf).

Der Westen des Untersuchungsraums wird heute von einer weitestgehend ebenen Hochfläche (Unterharz) mit einer maximalen Höhe von ca. 340 m üNN eingenommen. Nach Osten hin schließt sich, ausgehend von einer Linie westlich der Ortschaften Bennendorf und Ahlsdorf über Wolferode bis nach Bischoferode eine steile Abdachung an, welche bis nach Eisleben reicht. Diese Abdachung geht östlich von Eisleben in die weitestgehend ebenen Flächen der zentralen Mansfelder Mulde mit dem Seengebiet (ehemaliger Fauler See, Süßer See, ehemaliger Salziger See) über.

Die Querfurt-Freyburger Mulde entwickelte sich durch Klimaveränderungen und gesteinsselektive Abtragungsprozesse, welche am Ausgang des Tertiärs begannen, zu einer Schichtstufenlandschaft (Schröder 1986: 6). Als markanteste Schichtstufe muss die in der Landschaft deutlich sichtbare Stufe im Wellenkalk angesehen werden, die die Querfurter Platte vom Ziegelrodaer Plateauhügelland trennt (westlich der Stadt Querfurt).

Weitere Stufenbildner sind der mittlere Buntsandstein und der Hauptmuschelkalk, die jedoch im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen weniger stark herauspräpariert wurden (ebd.). Die niedrigsten Geländehöhen werden im Bereich der Mansfelder Seen mit ca. 90 m üNN verzeichnet. Im Allgemeinen nimmt die Höhe über Normalnull im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen von Ost nach West zu, wobei der Höhenanstieg bedingt durch die tektonisch-geologische Gliederung nicht gleichmäßig vonstatten geht.

Natürliches Bodenpotenzial

Für die Bodenbildung im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen ist das Pleistozän von größter Bedeutung. Während der Weichselkaltzeit befand sich das Gebiet im Periglazialraum und wurde mit einer unterschiedlich mächtigen Lössdecke überformt. Entsprechend stellt Löss das bedeutendste Ausgangssubstrat der Bodenbildung im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen dar. Löss und Lössderivate bedecken die Mansfelder Mulde fast vollständig.

Die Mächtigkeit dieser Lössdecke schwankt nach Richter et al. (1970) zwischen 3 und 10 m. In Abhängigkeit von den Unterschieden im Mesorelief und der Witterungsverhältnisse (Niederschlag) bildeten sich verschiedene Bodentypen heraus. Vorherrschende

Bodenformen des Gebiets sind Löss-Schwarzerde, Löss-Braunschwarzerde, Löss-Parabraunerde, Löss-Griserde und Löss-Pararendzina. Nach Altermann et al. (1981) und Pretzschel et al. (1984) nehmen Lössböden im ehemaligen Landkreis Querfurt 94% der landwirtschaftlichen Nutzfläche ein. Nur 5% des landwirtschaftlichen Ertragslandes befinden sich auf Verwitterungsböden. Im Teileinzugsgebiet des Süßen Sees herrschen die Bodenformen Löss-Schwarzerde und Löss-Pararendzina vor (siehe Tab. 3-2). Sie nehmen ca. 40 - 45 % der Einzugsgebietsflächen ein (Thomas 1980). Weitere charakteristische Bodenformen sind Löss-Parabraunerde und Löss-Griserde.

Tabelle 3-2: Relativer Anteil von Bodenformen im Teileinzugsgebiet Querne-Weida (GLA 1994)

Bodenart ¹⁾ des Oberbodens	Bodentyp ²⁾							Summe
	C	T, W	P	B	F	S	G	
wenig bindige S. (n, m)				2,0				2,0
Sandlöss (sö, dö, vsö)	0,3	0,8		0,5		6,8		8,4
Berglöss (vö)	4,4	1,6		0,6	1,8			8,4
Löss (ö)	13,0	45,2	2,1		9,9	1,1		71,3
Kolluviallöss (eö)				4,7			3,8	8,5
sonstige bindige S. (l, t)	1,1			0,3				1,4
Summe	18,8	47,6	2,1	8,1	11,7	7,9	3,8	100

1) Bodenarten nach TGL 24300/07
n - Schutt (ön - Lössschutt, ln - Lehmschutt)
s, d - Sand (ks - Kiessand)
m - Lehmsand (vm - Berglehmsand)
sö, dö - Sandlöss
vsö - Bergsandlöss
ö - Löss
eö - Kolluviallöss
l - Lehm (vl - Berglehm)
t - Ton (vt - Bergton, nt - Schutton)
g - Gestein

2) Bodentypen nach TGL 24300/08
C - Rendzina/Pararendzina
T - Schwarzerde
W - Braunschwarzerde
P - Parabraunerde
B - Braunerde
F - Fahlerde
S - Staugley (Pseudogley)
G - Gley

Auf dem Ziegelrodaer Plateauhügelland im Südwesten des Untersuchungsraums steht verwitterter Buntsandstein großflächig als Ausgangssubstrat der Bodenbildung an. Hier bildeten sich in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat der Bodenbildung und lokalen Niederschlagsverhältnissen vor allem Berglehm/Bergton-Braunerden sowie -Braunstaugleye heraus (Schröder 1986: 5f.).

Hydromorphe Böden nehmen nur einen geringen Teil des Gebiets ein. Auf lössbedeckten, relativ niederschlagsreichen Plateaulagen der Unterharzhochfläche entwickelten sich durch den Einfluss von Stauwasser Pseudogleye. Im Bereich der Mansfelder Seen sind Gleye und Schwarzgleye ausgebildet (Thomas 1980). Eine Besonderheit des Gebiets stellen die Böden im Becken des ehemaligen Salzigen Sees dar. Nach Altermann & Schrödter (1997) hat sich dort auf Seekreide eine vergleyte Mergel-Rendzina entwi-

ckelt, welche durch den Einfluss von oberflächennahem Grundwasser Vergleierungserscheinungen im Untergrund aufweist.

Nutzungsbedingte Bodendegradation

Die hervorragende pedologische Ausstattung des Gebiets hatte zur Folge, dass geschichtlich schon sehr früh eine intensive landwirtschaftliche Bodennutzung betrieben wurde. Aufgrund der hohen Nutzungsintensität in den vergangenen Jahrzehnten sind die natürlichen Bodenfunktionen heute zum Teil erheblich gestört.

Erhebliche Bodenverluste entstanden und entstehen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen nach wie vor infolge von Bodenerosion. Die Erosionsdisposition der Lössböden ist aufgrund der den Bodenabtrag begünstigenden Ausprägungen maßgeblicher Landschaftsfaktoren als „mittel“ bis „hoch“ einzustufen (Thomas 1980, Schröder 1986, Fröhlich & Schmidt 1996). Neben episodischen Starkniederschlagsereignissen bestimmen aufgrund der geringen Varianz der Niederschlagsverteilung vorrangig Reliefparameter das Ausmaß des Erosionsgeschehens. Im Ergebnis der zurückliegenden, intensiven Landwirtschaft wurden vor allem die flächenhaft verbreiteten Schwarzerden tiefendegradiert, so dass man diese Böden heute vielfach nur noch als Pararendzina ansprechen kann (Thomas 1980, Schröder 1986).

Im Gebiet der Mansfelder Mulde sind die Böden großflächig und zum Teil erheblich mit Schwermetallen kontaminiert (TÜV BAYERN & L.U.B 1991, Schmidt et al. 1992). Die Belastung vor allem mit den Elementen Cu, Pb und Zn ist ein Ergebnis des rund 800 Jahre lang betriebenen Mansfelder Kupferschieferbergbaus und der damit verbundenen Metallgewinnung/-verarbeitung (Kupfer, Silber).

3.1.2.4. Hydrogeologie / Hydrographie

Hydrogeologie

Der stratigraphisch-tektonische Aufbau und die klimatologisch-hydrographischen Verhältnisse charakterisieren die Hydrogeologie des Gebiets. Die Grundwässer der beiden charakteristischen Muldenstrukturen (Querfurter und Mansfelder Mulde) werden wesentlich durch die dominanten triassischen Sedimentgesteine in ihren hydrodynamischen und hydrochemischen Eigenschaften bestimmt. Dazu zählt im Wesentlichen der Festgesteinskomplex des Buntsandsteins mit den Hauptgrundwasserleitern Solling-, Hardegsen-, Dettfurth- und Volpriehausenfolge (= mittlerer Buntsandstein; TB2). Der Bereich der Querfurter Mulde ist zudem durch einen flächenmäßig großen Anteil Muschelkalk (TM1) gekennzeichnet, wobei insbesondere die Wellenkalkfolge den Hauptgrundwasserleiter bildet.

Innerhalb des Festgesteinsgrundwasserleiterkomplexes bilden Zechsteinschichten (PO) weitere gebietsprägende Grundwasserleiter. Die hydrogeologische Situation im Karstgrundwasserleiter ist sehr inhomogen. Das unterirdische Abflussgeschehen erfolgt auf eingeschränkten Vorzugsbahnen im Bereich von Störungs- und Auslaugungszonen. Die Abgeschlossenheit des unterirdischen Strömungsraums im Bereich der Mansfelder Mulde ergibt im Bereich der Seen eine nach oben gerichtete Entlastungsdynamik (Artesik),

d. h. es handelt sich um ein unter Druck stehendes Tiefenkarstsystem, welches durch den teufenabhängigen Mineralisationsgrad der Wässer beeinflusst ist (Bendel 1997).

Die natürlichen Grundwasserströmungsverhältnisse waren im Bereich der Mansfelder Mulde vor der bergbaulichen Phase so ausgerichtet, dass das Salzspiegeltal des ehemaligen Salzigen Sees und der Rollsdorfer Kessel als einheitliches Entlastungsgebiet fungierten. Zwischen Oberflächenabfluss und Grundwasserströmung bestanden vor allem im Bereich der Mansfelder Seen enge Wechselbeziehungen.

Ähnliche geohydraulische Verhältnisse finden sich im Bereich des Muschelkalkgrundwasserleiters der Querfurter Mulde. Bedingt durch die Gesteinseigenschaften (Kluftgrundwasserleiter) und die Struktur der Mulde existieren im nordöstlichen Entlastungsgebiet artesische Verhältnisse. Der hydrogeologisch dominante Festgesteinsgrundwasserleiterkomplex wird nur durch lokal vorkommende Lockergesteinsgrundwasserleiter untersetzt. Erwähnenswert ist diesbezüglich das Tertiärbecken von Amsdorf, dessen Grundwasserleiter jedoch infolge des aktiven Braunkohlenbergbaus weitestgehend entwässert sind.

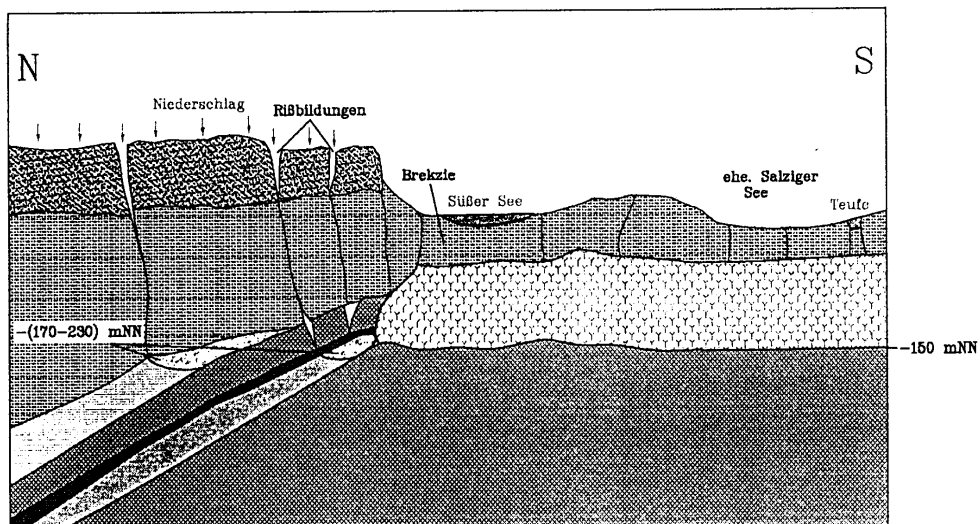


Abb.: 10

Mittlerer Buntsandstein (TB2)	Auslaugung (Subrosion)	Grauer Salzton (T ₃)
Unterer Buntsandstein (TB1)	Leinesteinsalz (Na ₃)	Kalliger Staßfurt (K ₂)
Gipsbänke	Hauptanhydrit (A ₃)	Staßfurtsteinsalz (Na ₂)

Abbildung 3-5: Prinzipschnitt zur irregulären Subrosion am Nordufer des Süßen Sees (Bendel 1997)

Bezüglich der Grenzen bzw. der Ausdehnung der Einzugsgebiete sowie der generellen Fließrichtung besteht im Bezugsraum weitestgehende Übereinstimmung zwischen Grund- und Oberflächenwasser.

Hydrographie

Als linker Nebenfluss der Saale entwässert die Salza insgesamt ein 568 km² großes, sehr heterogen gestaltetes Einzugsgebiet. Die hydrographische Situation des 411 km² großen Untersuchungsraums wird durch ein zentripetales Oberflächenentwässerungsnetz mit den Mansfelder Seen als Mittelpunkt gekennzeichnet. Das Gewässersystem orientiert sich im Wesentlichen an den Reliefverhältnissen und der tektonischen Gliederung. Für die Gewässerlaufentwicklung kommt den tektonischen Störungszonen besondere Bedeutung zu, welche Abflussbahnen in Form von Tiefenlinien vorgeben. So folgt die Böse Sieben dem Martinschächter Flözgraben (Knitzschke 1995).

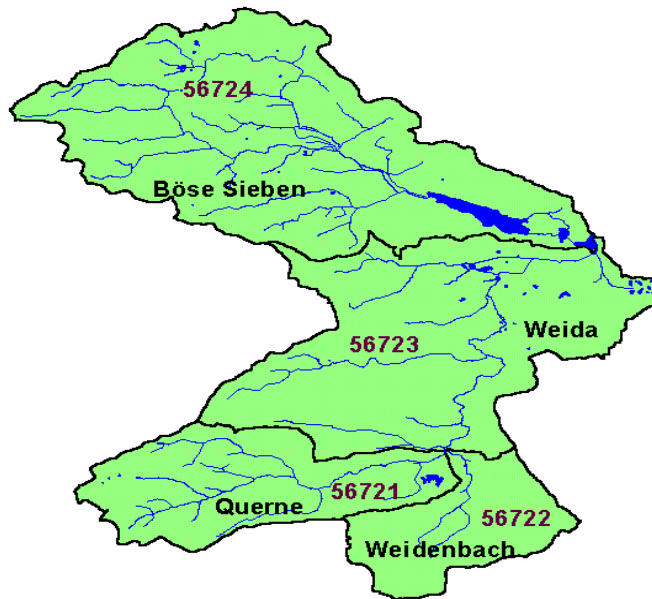


Abbildung 3-6: Einzugsgebietgliederung nach WEG-Schlüssel der LAWA (1993a)

Abbildung 3-6 und Tabelle 3-3 zeigen die nach der Richtlinie für die Gebietsbezeichnung und Verschlüsselung von Fließgewässern (LAWA 1993a) von Pfützner et al. (1996) vorgenommene hydrographische Gliederung des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen. Sie umfasst die Kennziffern 56721 bis 56724.

Tabelle 3-3: Einzugsgebietgliederung und Flächengrößen der Teileinzugsgebiete im Bezugsraum

Teileinzugsgebiet	Fläche [km ²]	WEG - Nummer
Querne	65,5	5672 1
Weidenbach	41,5	5672 2
Weida	128,5	5672 3
Böse Sieben	175,2	5672 4
Bezugsraum gesamt	410,7	5672

Die Mansfelder Seen

Der Süße See ist mit einer Fläche von 268 ha derzeit das größte Standgewässer des Mansfelder Seengebiets und zugleich der größte natürlich entstandene See Mitteldeutschlands. Auslaugungsprozesse von Salzen und Anhydriten der Zechsteinsedimente trugen zur Bildung der Eislebener Niederung bei, einer Auslaugungssenke im Untergrund (siehe oben). Deren anschließende Wasserfüllung führte vor ca. 7.000 Jahren zur Entstehung des Süßen und Salzigen Sees (Zinke 1993; siehe Tab. 3-4).

Tabelle 3-4: Ausgewählte morphometrische Daten für den Süßen See und ehemaligen Salzigen See

Parameter	Süßer See	ehemaliger Salziger See (1886)	ehemaliger Salziger See (1892) nach Erdfall in der Teufe
normaler Wasserspiegel [m üNN]	92,1-92,90	ca. 88,90	85,94
mittl. Seeflächengröße [km ²]	2,68	ca. 8,75	8,17
mittl. Seevolumen [Mio. m ³]	11,52	ca. 69,01	44,08
mittlere Tiefe [m]	4,29	ca. 7,90	5,39
maximale Tiefe [m]	ca. ≈11,00	ca. 18,00	ca. 29,00
Einzugsgebiet [km ²]	167,90	242,80	242,80

(Unterlagen und Berechnungen: STAU Halle 1998, Rätke & Schnaus 1996)

Das Trockenfallen des ursprünglichen Salzigen Sees zwischen 1892 und 1894 wurde durch bergbauliche Grundwasserabsenkung verursacht. Infolge der raschen Absenkung des Seewasserspiegels fiel die Salza trocken. Die Vorflut musste ab 1894 durch die Anlage von nördlichem (Salza) und südlichem (Weida) Ringkanal gesichert werden (Aurada 1969). 1895 wurde der ehemalige Seeboden erstmals bepflanzt. Er wird seit 1894 bis heute durch das Pumpwerk Wansleben, welches das Wasser aus dem Mittelgraben 12,2 m in den südlichen Ringkanal hebt, weitgehend trocken gehalten.

Nach dem Verschwinden des Salzigen Sees verblieben einige Restseen bzw. wassergefüllte Erdfälle (siehe Tab. 3-5). Die größten sind Bindersee und Kerner See, die sich in einem großen Senkungskessel bei Rollsdorf befinden. Kleinere Restgewässer sind die Aselebener Flur, der Grottenteich, das Hellerloch, der Tausendsee, die Teufe und die Teufelsspitze. Der Bindersee als Senkungszentrum liegt zwischen dem Süßen See und dem Kerner See und ist mit einer maximalen Tiefe von 10,50 m der Tiefste der Seenkette. Innerhalb des Salzigen Sees gelegen, stellt der Bindersee ein typisches Subrosionsbecken dar (Klapper & Scharf 1998). Der Kerner See ist der letzte in der Seenkette Süßer See - Bindersee - Kerner See und mit einer maximalen Tiefe von bis zu 5,30 m das flachste Gewässer. Der See wird fischereilich intensiv genutzt.

Nach der Flutung des Grubengebäudes des Mansfelder Kupferschieferbergbaus tendiert das hydrologische Regime zur Wiederentstehung des Salzigen Sees. Dem wirkt derzeit lediglich die anhaltende Wasserhebung des Pumpwerks Wansleben entgegen. Die korrekte Bezeichnung des Wasserkörpers und dessen Teileinzugsgebiete lautet

deshalb "wieder entstehender Salziger See". Aus Gründen der Vereinfachung wird in der vorliegenden Studie auf diese ausführliche Form zumindest bei der Kennzeichnung des Teileinzugsgebiets verzichtet.

Tabelle 3-5: Morphometrische Daten der Restgewässer des ehemaligen Salzigen Sees (Mösbauer 1996, Klapper & Scharf 1998, STAU Halle 1998)

Bezeichnung	Wasserspiegel [m üNN]	Grundfläche [m ²]	Volumen [m ³]	mittl. Tiefe [m]	max. Tiefe [m]
Aselebener Flur	76,69	134.335	76.137	0,57	1,00
Bindersee	80,19	231.142	1.109.355	4,80	10,50
Grottenteich	83,55	9.604	4.458	0,46	
Hellerloch	77,03	4.552	11.694	2,57	7,00
Kerner See	79,02	236.741	661.493	2,79	5,30
Tausendsee	76,99	49.047	103.281	2,10	6,00
Teufe (West)	76,75	65.908	339.771	5,16	17,00
Teufelsspitze	78,22	9.857	3.143	0,32	1,00
Summe	---	741.186	2.309.332	---	---

Auswirkungen des Bergbaus auf den Wasserhaushalt

Die Auswirkungen des zurückliegenden Kupferschieferbergbaus auf die Landschaft der Mansfelder Mulde sind zum einen Ergebnis der Gewinnung des Kupferschiefers (Massenverlagerung) und der damit verbundenen Wasserhaltung (Veränderung der Grundwasserströmungsverhältnisse). Andererseits resultieren vor allem im Teileinzugsgebiet der Bösen Sieben aus der Verhüttung des Kupferschiefers eine Vielzahl stofflicher Belastungen in Böden, Gewässern und Luft.

Der nach wie vor aktive Braunkohlenbergbau in der Röblinger Mulde hat maßgeblich im Tagebau zu einer einschneidenden Veränderung der Geomorphologie (Volumendefizit), der hydrogeologischen Verhältnisse (Überbaggerung oder Entspannung von Grundwasserleitern), der hydrologischen Verhältnisse (Veränderung der oberirdischen Einzugsgebiete, Einleitung von Sumpfungswässern) sowie der Landnutzung geführt.

Kupferschieferbergbau

Spilker (1996) teilt die Zirkulationsveränderungen des Wassers in der Mansfelder Mulde im Zuge der Bergbautätigkeit in 3 Phasen ein: die Vorbergbauphase, die Bergbauphase und der aktuelle Zustand (ab 1990/93). Die Hydrodynamik der *Vorbergbauphase* hatte sich aufgrund der tektonischen Verhältnisse seit dem Tertiär in Millionen von Jahren herausgebildet (siehe oben). Die *Bergbauphase* war durch die geschilderten Wasserhaltungsprobleme im Grubengebäude gekennzeichnet, die ihre Ursache im Unterbauen des natürlichen Zirkulationsweges des Wassers vom Muldenrand zum Entlastungsge-

biet im Bereich der Seen hatte. Es kam zu starken Abflussverlusten durch Versinkung in die Bergbaustollen. Durch die Mundlöcher von Wasserhaltungsstollen wird einigen Vorflutern an deren Unterläufen mittlerweile wieder Wasser zugeführt (Froschmühlenstollen, Erdebörner Stollen).

In der Folge vertikaler Verbindungen zwischen dem Grubengebäude und den im hangenden Zechsteingebirge zirkulierenden Wässern kam es ab 1884 zu katastrophalen Wassereintritten ins Grubengebäude. Den Höhepunkt des bergbaulichen Einflusses auf das Oberflächenwassersystem bildete das Abfließen des Salzigen Sees. Die natürlichen Grundwasserabflussverhältnisse wurden insofern mit Beginn des Mansfelder Kupferschieferbergbaus irreversibel zerstört. Mit dem Vorwärtsschieben der Schächte ins Muldeninnere war eine gleichzeitige Absenkung des natürlichen Grundwasserspiegels verbunden. In den letzten Jahrzehnten vor Einstellung des Kupferschieferbergbaus (1969) sind im Mittel 40 m³/min Wasser mit einer Salzfracht von >1000 kg/s über den Schlüsselstollen und die Schlenze zur Saale abgeleitet worden (Spilker et al. 1999).

Die bergbauliche Wasserhaltungsphase fand ihren Abschluss mit der Flutung des Grubengebäudes im Zeitraum 1970-1982 und nach Einstellung der Solewasserüberleitung aus dem Sangerhäuser Kupferbergbaurevier im Jahre 1993. Mit der Flutung ging die Druckdifferenz zwischen Tagesoberfläche und Grubenfeld (ca. 300 m) allmählich verloren. Der Abstrom der im Seengebiet früher versunkenen Wässer reduzierte sich entsprechend und aus dem Seebecken musste deutlich mehr Wasser gehoben werden.

Im *aktuellen Zustand* ist das über Jahrzehnte luftgefüllte Gesteinspaket des Zechsteins und das Grubengebäude so weit mit salzigen Wässern gefüllt, dass im Raum um den ehemaligen Salzigen See solche Wässer wieder an der Tagesoberfläche austreten. Das über dem Zechstein liegende Grundwasserstockwerk des Buntsandsteins blieb selbst im Gebiet des Salzigen Sees von all diesen Veränderungen weitestgehend verschont (Spilker 1996). Das hydraulische Gleichgewicht im Grundwasserhaushalt der Mansfelder Mulde ist heute - unter neuen Bedingungen⁵⁰³ - wiederhergestellt (ebd.). Die Wässer besitzen im Mittel nur noch ein Zehntel der Salzfrachten, die während der Bergbauphase auftraten (ca. 10 kg/s; Spilker et al. 1999).

Neben der Beeinflussung der Wasserbilanz hat der ehemalige Mansfelder Kupferschieferbergbau sowie die mit ihm zusammenhängende verhüttende und verarbeitende Industrie durch die vorhandenen Stoffdepositionen auch heute noch einen wesentlichen Einfluss auf die Beschaffenheit der Gewässer in der Mansfelder Mulde. Über die Wasserhaltungsstollen (Froschmühlenstollen, Erdebörner Stollen) werden den Oberflächenwassern aus dem wassererfüllten Grubengebäude nach wie vor große Mengen an gelösten Salzen (Chlorid, Sulfat) sowie des Schwermetalls Zink zugeführt (Spilker 1996, STAU Halle 1997).

Auch von Schlackehalden, den ehemaligen Hüttenstandorten und vor allem von den im Bereich der Rohhütte Helbra während der zurückliegenden Gaswäsche freigesetzten bzw. seit 1982/83 deponierten Theisenschlämmen gehen erhebliche Belastungen für die

⁵⁰³ Weiter andauernder Wasserexport von durchschnittlich 18 m³/min bzw. 0.3 m³/s aus dem Gebiet über den Schlüsselstollen in die Schlenze/Saale, wodurch das Einzugsgebiet der Salza unterirdisch durchbrochen wird. Die bergmännisch geschaffenen Hohlräume und die mit diesen in hydraulischer Verbindung stehenden verkarsteten Zechsteinschichten der Mansfelder Mulde werden dadurch bis auf ein Höhenniveau von 72 m üNN entwässert.

Gewässer aus. Beispielsweise wurden in der Glume (unterhalb Althüttenstandort Helbra) Gehalte der Schwermetalle Kupfer, Blei und Zink in Größenordnungen von mehreren Masse-Prozent sowohl im Wasser als auch im Gerinnesediment nachgewiesen (TÜV Bayern 1991, Poggel 1995, Schreck 1996, Klöck 1997, Schmidt 1997).

Braunkohlenbergbau

Die Förderung (Tiefbau) bzw. Überbaggerung (Tagebau) und Verstärkung der Grundwasserleiter in Verbindung mit der bergbaulichen Wasserhaltung haben zu einer dauerhaften Veränderung des Grundwasserhaushalts durch den Braunkohlenbergbau geführt. Einerseits sind im Abbaubereich die ursprünglichen Grundwasserleiter (1 bis 4) größtenteils beseitigt oder gestört. Andererseits wird die langjährige Entspannung der Aquifere und die Verwitterung des verkippten Abraummateriale bei natürlichem Aufgang des Grundwassers zu erheblichen Veränderungen der Wasserbeschaffenheit⁵⁰⁴ führen.

Für die Oberflächengewässer ergibt sich aus der bergbaulichen Massenverlagerung eine Veränderung der Ausdehnung und Orohydrographie der Einzugsgebiete. Hinzu kommt die Verlegung des ursprünglichen Unterlaufs der Weida. In den Sedimenten von Südlichem Ringkanal und Würdebach (außerhalb Bezugsraum) als Vorfluter der bergbaulichen Wasserhaltung und der Veredlungsstandorte ist auch in der Gegenwart mit erhöhten Stoffdepositionen zu rechnen. Untersuchungen liegen hierzu allerdings bislang nicht vor. In Tagebaurestlöchern sind teilweise neue Standgewässer entstanden. Aus den Hohlformen des zurückliegenden Abbaus werden mehrere Hektar große Restlochseen entstehen.

3.1.2.5 Pflanzen- und Tierwelt

Potenzielle natürliche und reale Vegetation

Aufgrund der seit historischen Zeiten bis in die Gegenwart zunehmend intensivierten agrarischen und bergbaulichen Nutzung ist die naturraumtypische Vegetation im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen stark zurückgedrängt worden (siehe u.a. Mücke 1985, Mahn et al. 1986). Für die beiden planar bis collinen Landschaftseinheiten „Östliches Harzvorland“ und „Querfurter Platte“ mit vorherrschenden Lössböden werden im Landschaftsprogramm Sachsen-Anhalts als potenzielle natürliche Vegetation überwiegend winterlindenreiche Traubeneichen-Hainbuchenwälder angegeben. An den Tallagen und -gründen sind dies Hainbuchen-Ulmen-Hangwälder und Schwarzerlen-Eschenwälder (Unterlauf Weitzschkerbach). Im Bereich der Mansfelder Seen (Solquellen) gilt auch die vereinzelt anzutreffende Salzwiesenvegetation (u.a. bei Aseleben) sowie die Verlandungsvegetation als natürlich (ebd).

Auf den trockneren sonnenexponierten Oberhängen der Täler (Muschelkalk) werden thermophile Eichen-Hainbuchenwälder als die ohne menschliche Nutzung sich einstellende Vegetation angenommen. In einer elsbeerenreichen Ausprägung ist mit der Entwicklung einer submediterranen, erdorchideenreichen Begleitflora zu rechnen, bei einem hohen Anteil an Winterlinde und Feldahorn mit einem artenreichen Frühjahrsgeo-

⁵⁰⁴ (v.a. Erhöhung bergbautypischer Parameter wie Eisen-, Mangan-, Sulfat-, Calcium, freie Kohlensäure; Absinken des pH-Wertes)

phytenaspekt (ebd). Letztere kommen im Untersuchungsraum derzeit nicht mehr vor (Runge et al. 1996). Die an den nördlichen Steilhängen des Süßen Sees sowie am Rande des Hornburger Sattels (bei Wolferode) vorzufindenden Schotterfluren, Trocken- und Halbtrockenrasen sowie Zwergstrauchheiden und Trockengebüsche sind nutzungsbedingte Sukzessionsstadien dieser Gesellschaften, die aufgrund ihres Artenreichtums von hoher naturschutzfachlicher Bedeutung sind (MUN 1994).

Die potenzielle natürliche Vegetation der östlichen bzw. nordöstlichen Ausläufer der Landschaftseinheiten „Mittel- und Unterharz“ sowie „Helme-Unstrut-Schichtstufenland“ wird geologisch-pedologisch weitestgehend durch den Buntsandstein und colline bis submontane Höhenlagen bestimmt. Entsprechend wird von einem zunehmenden Auftreten der Buche in Form von bodensauren Drahtschmielen-Hainsimsen-Eichen-Buchenwäldern bzw. Hainsimsen-Eichen-Buchen- oder Hainsimsen-Buchenwäldern ausgegangen (MUN 1994, Otto et al. 1996; siehe Tab. 3-6).

Zusammenhängende Waldbestände dieser Pflanzengesellschaften existieren noch im Quellgebiet der Querne, westlich von Farnstädt (Grenze Bezugsraum), nordwestlich von Hornburg (Runge et al. 1996) sowie an den oberen Zuflüssen der Bösen Sieben (Bratzke et al. 1993). Auf feuchten bis nassen Standorten (v.a. Talgründe von Querne, Vietz-, Dippels-, Kliebigs- und Goldgrundbach) gelten Schwarzerlen(bruch)wälder, Bach-Eschenwälder bzw. Stieleichen-Ulmen-Auwälder als potenzielle natürliche Vegetation (MUN 1994). Jene sind gegenwärtig nur mehr reliktiert an der Querne westlich Lodersleben erhalten (Runge et al. 1996).

Tabelle 3-6: Ausgewählte Pflanzengesellschaften der potenziellen natürlichen Vegetation in den Landschaftseinheiten des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen (MUN 1994, Runge et al. 1996, Otto et al. 1996)

Landschaftseinheit	frische bis nasse Standorte	trockene (und magere) Standorte
Östliches Harzvorland	<ul style="list-style-type: none"> • subkontinentale Traubeneichen-Hainbuchenwälder mit hohem Winterlindenanteil • Hainbuchen-Ulmen-Hangwälder 	<ul style="list-style-type: none"> • Eichen-Hainbuchenwälder mit Winterlinde und Feldahorn
Querfurter Platte	<ul style="list-style-type: none"> • winterlindenreiche Traubeneichen-Hainbuchenwälder • Schwarzerlen-Eschenwälder • Feldulmen-Gehölze 	<ul style="list-style-type: none"> • thermophile elsbeerenreiche Eichen-Hainbuchenwälder mit submediterraner, erdorchideenreicher Begleitflora
Mittel- und Unterharz	<ul style="list-style-type: none"> • Drahtschmielen-Hainsimsen-Eichen-Buchenwälder • Schwarzerlen(bruch)wälder • Bach-Eschenwälder 	
Helme-Unstrut-Schichtstufenland	<ul style="list-style-type: none"> • Hainsimsen-Eichen-Buchenwälder • Hainsimsen-Buchenwälder • Buchenwälder mit Erdorchideen • Stieleichen-Ulmen-Auwälder 	<ul style="list-style-type: none"> • elsbeerenreichen Eichenwälder

Flora

Durch das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen zieht sich nach Weinert (1982) ein west-östliches Florengefälle. Ozeanisch-subozeanische Waldpflanzen der Buchen- und Eichen-Buchenwälder stehen vermehrt auftretenden kontinentalen Steppen-, Waldsteppen-, Salz- und Schuttpflanzen gegenüber. Der Standort des Kretischen Andorn (*Marrubium peregrinum*) zwischen Seeburg und Eisleben kennzeichnet den besonderen subkontinentalen Charakter des Mansfelder Seengebiets und seine pflanzengeographischen Beziehungen zu den südosteuropäischen Florengeländen.

Die Salzflora an den Ufern der Mansfelder Seen weist in ihrer Zusammensetzung ebenso auf eine enge pflanzengeographische Beziehung zur Flora der pontischen und panonischen Binnenseen hin. Die Salzwiesen am Süßen See enthalten den Queller (*Salicornia europaea*), die Strandaster (*Aster tripolium*), Salzschwaden (*Puccinellia distans*), Kleinblütige Schwarzwurzel (*Scozonera parviflora*), Strandsode (*Suaeda maritima*), Salzbinse (*Juncus gerardii*), Stranddreizack (*Triglochin maritimum*) und andere. Am Bindersee wächst die vor allem in Mittelasien verbreitete, in Mitteleuropa seltene halophile Roggensegge (*Carex secalina*). Diese Art sowie das Sumpfknaubenkraut (*Orchis palustris*) und die Sumpfgänsedistel (*Sonchus palustris*) am Süßen See zählen heute zu den Seltenheiten, waren jedoch vor der Trockenlegung des Salzigen Sees nicht selten (Mücke et al. 1994⁵⁰⁵).

Fauna

Eine repräsentative Charakterisierung der Tierwelt des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen scheidet im vorliegenden Rahmen aus, weshalb auf die zahlreichen gebietsbezogenen Untersuchungen in der Literatur sowie die Biotop- und Artenschutzkartierungen der Landkreise „Mansfelder-Land“ und „Merseburg-Querfurt“ verwiesen wird. In Kapitel 3.4.4.6 werden nach Gewässertypen und konkreten (Teil-) Lebensräumen wichtige Arten der Fließ- oder Standgewässer genannt.

Biototypen

Im Untersuchungsraum kommen folgende nach § 30 NatSchG LSA geschützte Biototypen vor, die eine besondere Bedeutung für bzw. Abhängigkeit vom Wasserhaushalt aufweisen: Quellbereiche, naturnahe Bach- und Flussabschnitte, naturnahe Kleingewässer, Verlandungsbereiche stehender Gewässer, Röhrichte, seggen-, binsen- oder hochstaudenreiche Nasswiesen, Sümpfe, Sumpfwälder und Auwälder.

3.1.2.6 Flächennutzung

Aufgrund der pedologischen und klimatischen Standortgunst überwiegt im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen mit ca. 63 % der Fläche eine intensive agrarische Bodennutzung (siehe Tab. 3-7). Der größte Teil wird ackerbaulich bewirtschaftet, wobei der Getreideanbau den höchsten Flächenanteil einnimmt. Weitere Anbaukulturen des Gebiets

⁵⁰⁵ (mit Verweis auf Weinert 1982, ohne nähere Literaturangabe)

sind Hackfrüchte und Mais sowie seit Beginn der 1990er Jahre verstärkt Ölsaaten (Sonnenblumen, Raps). Örtlich spielen auch der Obstbau und die Schafhaltung eine Rolle.

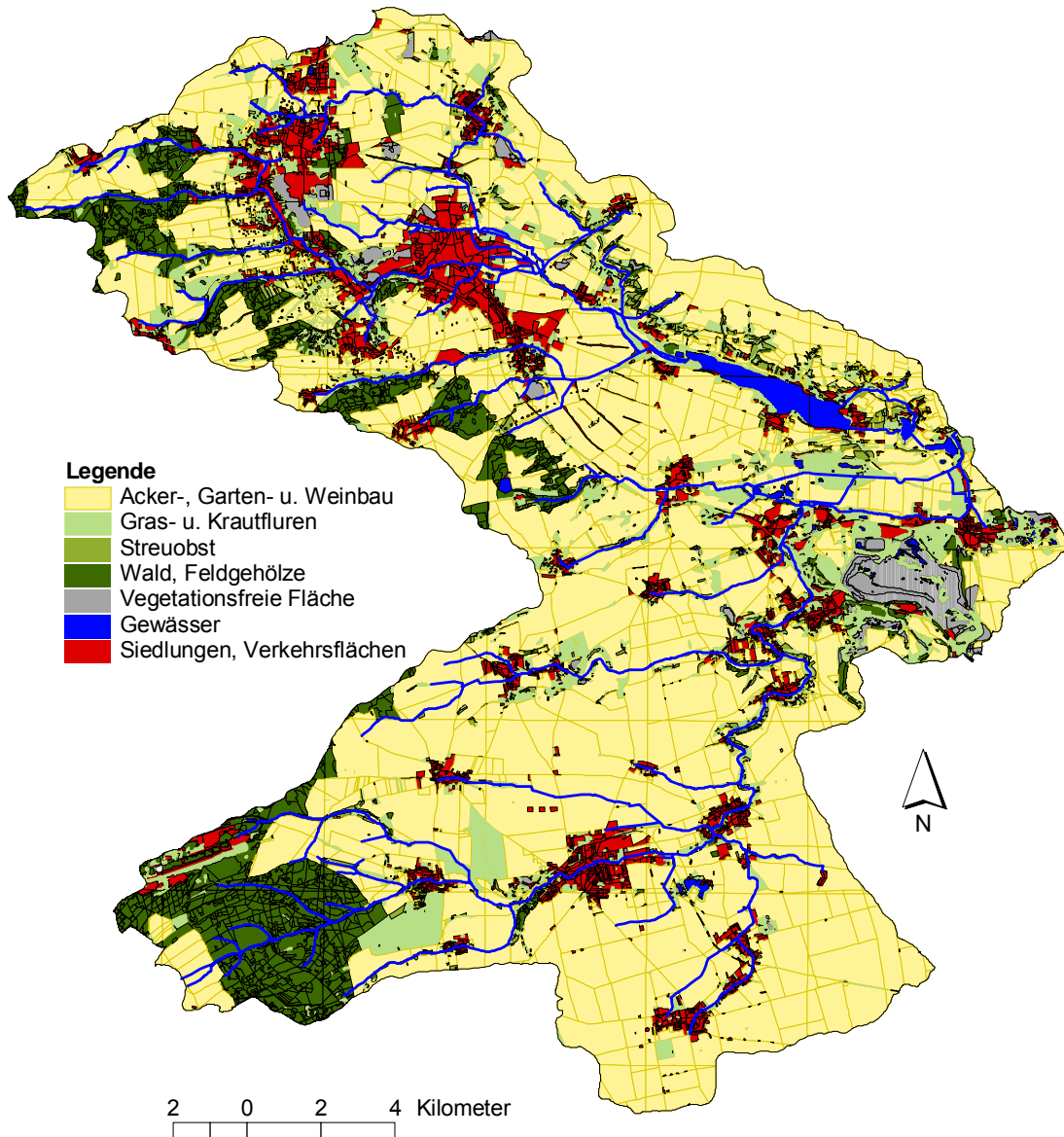


Abbildung 3-7: Flächennutzungsverteilung im Bezugsraum des Bewirtschaftungsplans Salza

Wälder nehmen mit ca. 10 % im Bezugsraum nur einen geringen Flächenanteil ein. Aus diesem Grund sind durch Vorhaben Dritter Erstaufforstungen vor allem auf Kippenstandorten des Tagebaus Amsdorf, zur Wiederherstellung des Erdeborner Waldgebiets und als Schutzwaldstreifen (Erosionsschutz) am Nordhang des Süßen Sees geplant (Lüdigg et al. 1995b: 3). Mit ebenfalls ca. 10 % liegt der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsflächen im Bundesdurchschnitt.

Im Teileinzugsgebiet des Süßen Sees schlägt sich der zurückliegende Kupferschieferbergbau einerseits in einem für ländliche Gebiete hohen Anteil an Siedlungs- und Verkehrsfläche nieder (14 %). Entsprechend ist die Bevölkerungsdichte mit 271 E/km² mehr als doppelt so hoch wie im übrigen Bezugsraum (121 E/km²). Zum anderen ist unter den vegetationsfreien Flächen (2 %) und Gras- und Krautfluren (10 %) eine Vielzahl von Halden des Kupferschieferbergbaus subsummiert. Jankowski (1996) geht für das gesamte Mansfelder Land von rund 2000 solcher Ablagerungen aus, die sich insgesamt über eine Fläche von etwa 8.000 ha erstrecken.

Tabelle 3-7: Flächennutzungsverteilung in den Teileinzugsgebieten Süßer See, Salziger See und dem Einzugsgebiet des Bewirtschaftungsplans Salza

Nutzungsart	EZG Süßer See		EZG Salziger See (o. EZG Süßer See)		EZG Bewirtschaftungsplan Salza	
	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]
Acker-, Garten- u. Weinbau	92,15	57,4	158,63	69,0	258,30	62,9
Gras- u. Kraut- fluren	15,99	9,9	21,86	9,5	42,24	10,3
Feldgehölze, Streuobst	6,57	4,1	5,58	2,4	12,28	3,0
Wald	17,33	10,8	23,71	10,3	42,28	10,3
vegetationsfreie Flächen	3,30	2,0	0,98	0,4	9,51	2,3
Gewässer	2,84	1,8	1,23	0,6	4,45	1,1
Siedlungen, Verkehrsflächen	22,45	14,0	17,96	7,8	41,69	10,1
Sonstige	0,0	0,0	0,01	0,0	0,01	0,0
Gesamt	160,63	100,0	229,96	100,0	410,76	100,0

Datengrundlage: LAU (o.J.a)

3.2 Erprobung der Methode „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“

Am Anfang der Erprobung der Methode „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“ im Rahmen der Grundlagenarbeit des Bewirtschaftungsplans Salza stand eine allgemeine Charakterisierung des Untersuchungsraums. Sie diente als Basis für die Konkretisierung des theoretischen und methodologischen Konzepts der Methode entsprechend den regionalen Verhältnissen. Im Weiteren entstand eine vorläufige Fassung des konzeptionellen Systemmodells⁵⁰⁶ sowie des operablen Simulationsmodells⁵⁰⁷. Dazu wurden die methodischen Ansätze und verfügbaren Daten früherer Untersuchungen sowie bereits begonnener Teilprojekte recherchiert. Eine besonders enge Abstimmung erfolgte dabei

⁵⁰⁶ Siehe Kap. 3.3.1.

⁵⁰⁷ Siehe Kap. 3.3.2.

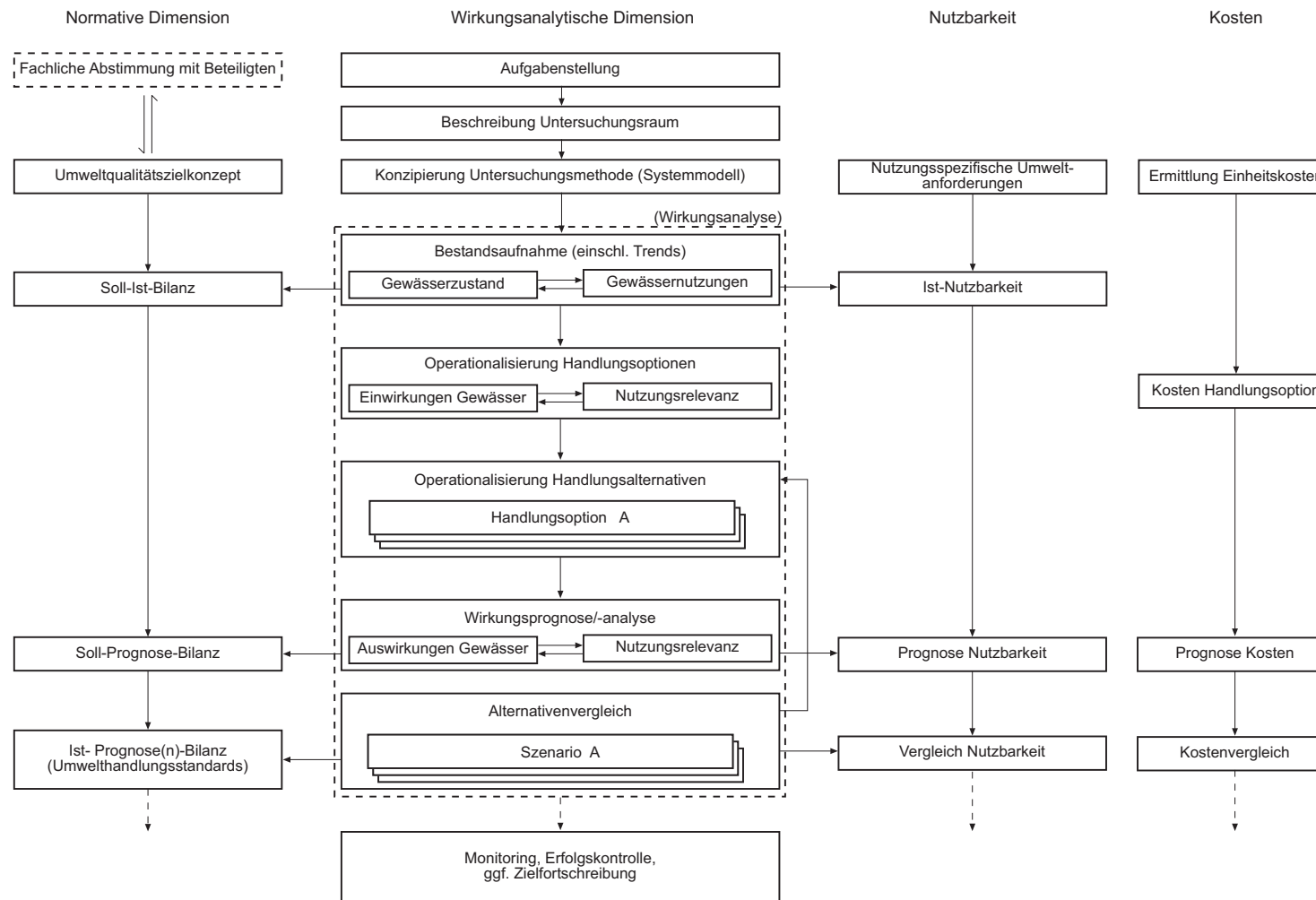


Abbildung 3-8: Bearbeitungsablauf der „wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz“ für den Bewirtschaftungsplan Salza

mit einer Studie zur Erarbeitung der hydrologischen Grundlagen (Pfützner et al. 1994, 1996). In dieser Phase sind außerdem die relevanten Systemindikatoren als Schnittstellen zwischen der Systemanalyse und dem Umweltqualitätszielkonzept identifiziert worden.

Bei der anschließenden wirkungsanalytischen Bestandsaufnahme ging es in erster Linie um die Parametrisierung des Simulationsmodells. Dessen ungeachtet ist der zunehmende Kenntnisstand auch zur weiteren Differenzierung sowohl des Systemmodells als auch des Simulationsmodells herangezogen worden. Parallel wurden die Begründungszusammenhänge für das Umweltqualitätszielkonzept erarbeitet.⁵⁰⁸ Neben der Auswertung von Angaben über die rezenten Verhältnisse spielten hierbei vor allem auch historische Quellen eine wichtige Rolle. Die Systemindikatoren, Begründungszusammenhänge und Entwürfe des Umweltqualitätszielkonzepts sind in verschiedenen Konstellationen mit den Trägern öffentlicher Belange abgestimmt worden.

Mit der Bilanzierung von Soll- und Ist-Verhältnissen sind die wirkungsanalytischen und normativen Ergebnisse gegenübergestellt worden. Hiermit ergab sich der Sanierungs- und Entwicklungsbedarf. Auf dessen Grundlage konnte eine Vielzahl grundsätzlich in Betracht kommender Handlungsoptionen erarbeitet werden⁵⁰⁹. Hierzu sind sowohl durch die zuständigen Fachbehörden als auch den Verfasser verschiedene vorgelagerte Abstimmungen mit den Akteuren der verschiedenen gesellschaftlichen Handlungsfelder vorgenommen worden.⁵¹⁰ Sie wurden nachfolgend einzeln auf ihre Effektivität untersucht und gegebenenfalls modifiziert. Erst danach fand die Kombination zu und Abstimmung von Bewirtschaftungsvarianten statt.⁵¹¹

Als nächster Schritt sind die Wirkungsprognosen bzw. ex ante-Analysen durchgeführt worden. Sie bildeten die Voraussetzungen für Bewertungen in Bezug auf die Erreichung der Ziele und Standards des Umweltqualitätszielkonzepts sowie die Angabe der Nutzbarkeit. Letztere sollte aufgrund eines starken öffentlichen Interesses an Informationen über die Auswirkungen der Bewirtschaftungsvarianten auf die anthropogenen Nutzungsmöglichkeiten gegen Ende der Bearbeitung noch einbezogen werden.⁵¹² Ebenfalls über die Kernaufgaben der Methode Umweltbilanz hinausgehend, sollten die mit den Bewirtschaftungsvarianten verbundenen Kosten, und soweit möglich auch Kosten-Wirkungs-Relationen angegeben werden. Abschließend wurde ein Variantenvergleich durchgeführt und für das Aufstellungsverfahren des Bewirtschaftungsplanes bereitgestellt.

Den beschriebenen Ablauf fasst Abbildung 3-8 zusammen. Sämtliche Bearbeitungsschritte zu den Zielen und Standards (Umweltqualitätszielkonzept, Umwelthandlungskategorie) stehen in der linken Spalte. Unter der Aufgabenstellung und der Formulierung der Untersuchungsmethode sind die wirkungsanalytisch relevanten Schritte aufgeführt. Rechts davon – sozusagen spiegelbildlich zu den umweltbezogenen Zielen und Standards – befinden sich die Einschätzungen der Nutzbarkeit. Ganz rechts außen sind die Kosten aufgetragen. Eine eingehendere Darstellung der einzelnen Schritte ist Gegen-

⁵⁰⁸ Siehe Kap. 3.4.

⁵⁰⁹ Siehe Kap. 3.3.5.1.

⁵¹⁰ Hier v.a. Landwirtschaft (Fachbehörden, Betriebe), Kommunen, Wasser- und Bodenverbände, Naturschutz (Behörden, Verbände), Raumordnung, Fischereiberechtigte.

⁵¹¹ Siehe Kap. 3.3.5.2.

⁵¹² Siehe Kap. 3.3.4.

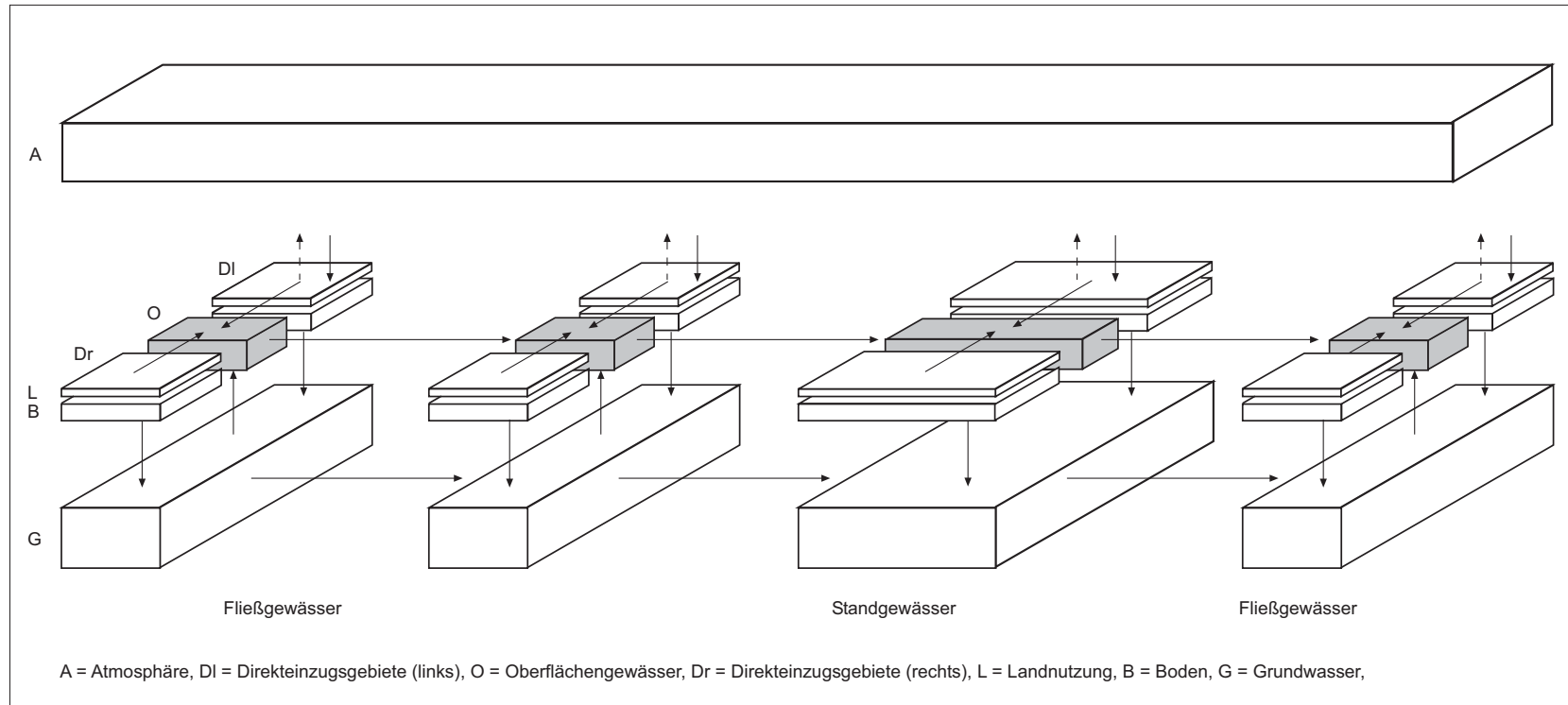


Abbildung 3-9: „Systemmodell des wasserhaushaltlichen Einzugszugsgebiets“ für das prinzipielle Zusammenwirken der wesentlichen Gewässerkompartimente im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

stand der nachfolgenden Unterkapitel. Einzelheiten über die Implementation der Methode in das Aufstellungsverfahren des Bewirtschaftungsplans enthält Kapitel 3.7.

3.3 Abbildung des wasserhaushaltlichen Systems (wirkungsanalytische Dimension)

Die methodische Herangehensweise zur Abbildung des wasserhaushaltlichen Systems im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen wird anhand eines konzeptionellen Systemmodells mit den (Teil-)Systemmodellen „Fließgewässerabschnitt“ und „Standgewässer“ erläutert. Davon ausgehend erfolgt die Ableitung der für den Zustand des Systems relevanten Indikatoren. Das Modellkonzept und die Indikatoren werden anschließend hinsichtlich ihrer Operationalisierung als Simulationsmodell betrachtet. Dazu wird sowohl auf die einzelnen Untersuchungsmethoden und -modelle als auch auf deren Kopplung eingegangen. – Wenngleich die genannten Darstellungen aus Verständnisgründen inkremental angelegt sind, fand die Konzeption des Systemmodells in einem interaktiven Prozess mit der Auswahl der Untersuchungsmethoden und -modelle statt.

3.3.1 Systemmodell

Die für das Gewässereinzugsgebietsmanagement im Untersuchungsraum relevanten unbelebten und belebten Komponenten mit ihren Wirkungsbeziehungen konnten auf der Basis der Beschreibung der Gebietsverhältnisse und der Identifizierung der Gewässernutzungen ermittelt werden. Für die angestrebte Operationalisierung dieses Wirkungszusammenhangs wird zunächst ein konzeptionelles Systemmodell mit zwei (Teil-)Systemmodellen entwickelt. Am Anfang stand ein allgemeines Konzept für den Wasserhaushalt im Einzugsgebiet („Systemmodell des wasserhaushaltlichen Einzugsgebiets“). Entsprechend Abbildung 3-9 werden Atmosphäre, Fließgewässer und Standgewässer mit ihren Einzugsgebieten sowie das Grundwasser unterschieden.

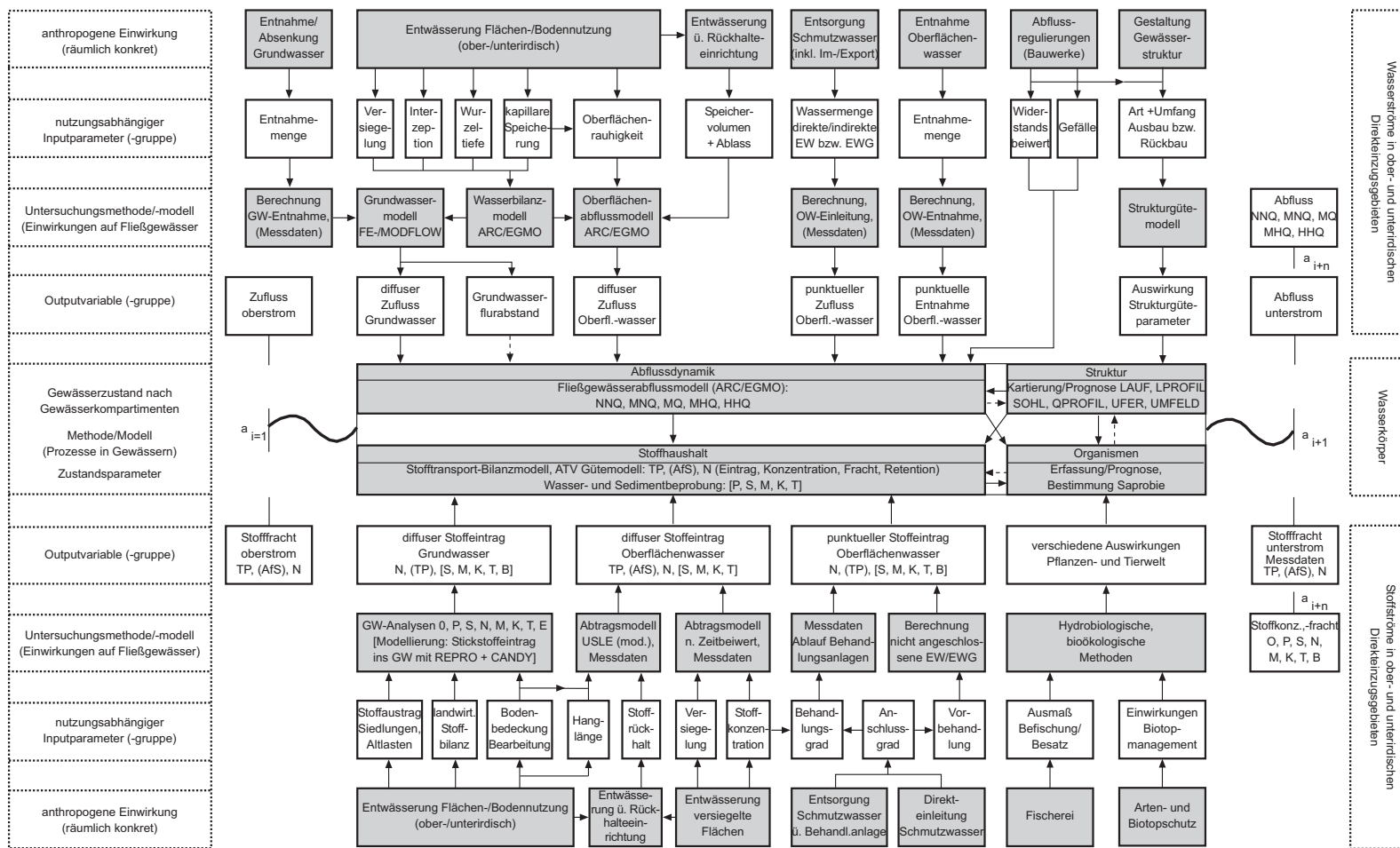
Aus heuristischen Gründen erfolgt für die Fließgewässer eine Untergliederung in Fließgewässerabschnitte. Diese und die Standgewässer sind die Basis für die Bildung von Untereinheiten (Teilsysteme) des regionalen Umweltsystems. Beiden werden ihre unmittelbaren Einzugsgebiete (Direkteinzugsgebiete) sowie die Wechselwirkungen mit der Atmosphäre und dem Grundwasser funktional zugeordnet.⁵¹³ Unter Einbeziehung der (Teil-)Systemmodelle für Fließgewässerabschnitte und Standgewässer kann man das Systemmodell des wasserhaushaltlichen Einzugsgebiets als *konzeptionelles Bewirtschaftungsmodell Salza* bezeichnen.

Diese Gebietsgliederung bestimmt den weiteren Ansatz. Auf der Ebene des regionalen Einzugsgebiets werden später zahlreiche laterale Prozesse abgebildet, wie beispielsweise die Niederschlags-Abfluss-Beziehungen. Die ganzheitliche Integration mehrerer Prozesse erfolgt über die Teilsysteme „Fließgewässerabschnitt“ und „Standgewässer“. Letztere können im Sinne der Ökosystemforschung⁵¹⁴ als Ökosysteme⁵¹⁵ aufgefasst werden. Eine derartige Vorgehensweise wird auch bei der Gewässergütemodellierung

⁵¹³ Im Hinblick auf das Grundwasser war dies im konkreten Einzugsgebiet wegen der in Kap. 3.1.2.4 konstatierten Kongruenz von ober- und unterirdischen Einzugsgebieten möglich.

⁵¹⁴ Kerner et al. (1991), Fränze (1998).

⁵¹⁵ Vgl. Odum (1980: 10ff.), Haber (1993: 15ff., 2004), Breckling & Müller (1997).



Erläuterung: FEFLOW, MODFLOW, ARC/EGMO, REPRO, CANDY, USLE ATV-Gütemodell sind in der Literatur beschriebene hydrogeologische, hydrologische bzw. Stofftransport-Modelle
 Abkürzungen: Lauf = Laufentwicklung, LPROFIL = Längsprofil, SOHL = Sohlenstruktur, QPROFIL = Querprofil, UFER = Uferstruktur, UMFELD = Gewässerumfeld, O = organoleptische Parameter, P = physikalische-chemische P, N = Nährstoffe und gebund. Kohlenstoff, S = Salze, M = Schwermetalle, K = Kohlenwasserstoffverbindungen, T = sonstige toxische Verbindungen, B = bakteriologische P, AfS = Abfiltrierbare Stoffe, TP = Gesamt-Phosphor, [...] = bisher keine Bearbeitung

Abbildung 3-10: (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“ für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

(vgl. z.B. Müller 1996, ATV 1997, Kirchesch & Schöl 1999) verwendet. Im Vergleich dazu ist der hier vorgestellte Ansatz in Bezug auf die Wirkungsbeziehungen mit den Direkteinzugsgebieten als umfassender, hinsichtlich der limnologischen Prozesse als generalisierender zu einzuordnen.

Für die Fließgewässerabschnitte und die Standgewässer mit den ihnen hydrologisch zugeordneten Direkteinzugsgebieten erfolgen jeweils inhaltliche Beschreibungen der Systeme (siehe unten). Die Vielzahl der unterschiedlichen Komponenten und deren Wirkungsbeziehungen werden dabei nach den in Kapitel 2.4.3.1 genannten wasserhaushaltlichen Kompartimenten strukturiert.⁵¹⁶ Die Wasserkörper weisen Inputs aus dem Oberlauf bzw. Direkteinzugsgebieten auf und geben ihren Output an den Unterlauf oder Gewässernutzungen ab. Die Schnittstellen zu den anthropogenen Beeinflussungen sind wegen der Handlungsorientierung des Ansatzes bei den In- und Outputs besonders herausgearbeitet worden.

Innerhalb der (Teil-)Systemmodelle erfolgt aus Gründen der abzubildenden Komplexität keine vollständige physikalische Beschreibung der relevanten Systemelemente und Wirkungsbeziehungen. Stattdessen werden maßgebliche Prozesse der wasserhaushaltlichen Kompartimente mit relevanten Input- und Outputgrößen betrachtet. Der systemtheoretische Modellbegriff ist dadurch auf Komponenten von Teilsystemen bezogen und deshalb streng genommen nur für jeden Teilprozess zulässig. Aus einer mesoskaligen Perspektive erscheint diese angewandte Interpretation der Systembeschreibung heuristisch sinnfällig. Sie wurde in dieser Weise bereits von Kerner et al. (1991), Schönthaler et al. (1994), Schönthaler & Köppel (1999) und anderen in der Angewandten Ökosystemforschung verwendet. Für das Gewässereinzugsgebietsmanagement sind vergleichbare Ansätze bisher nicht bekannt.

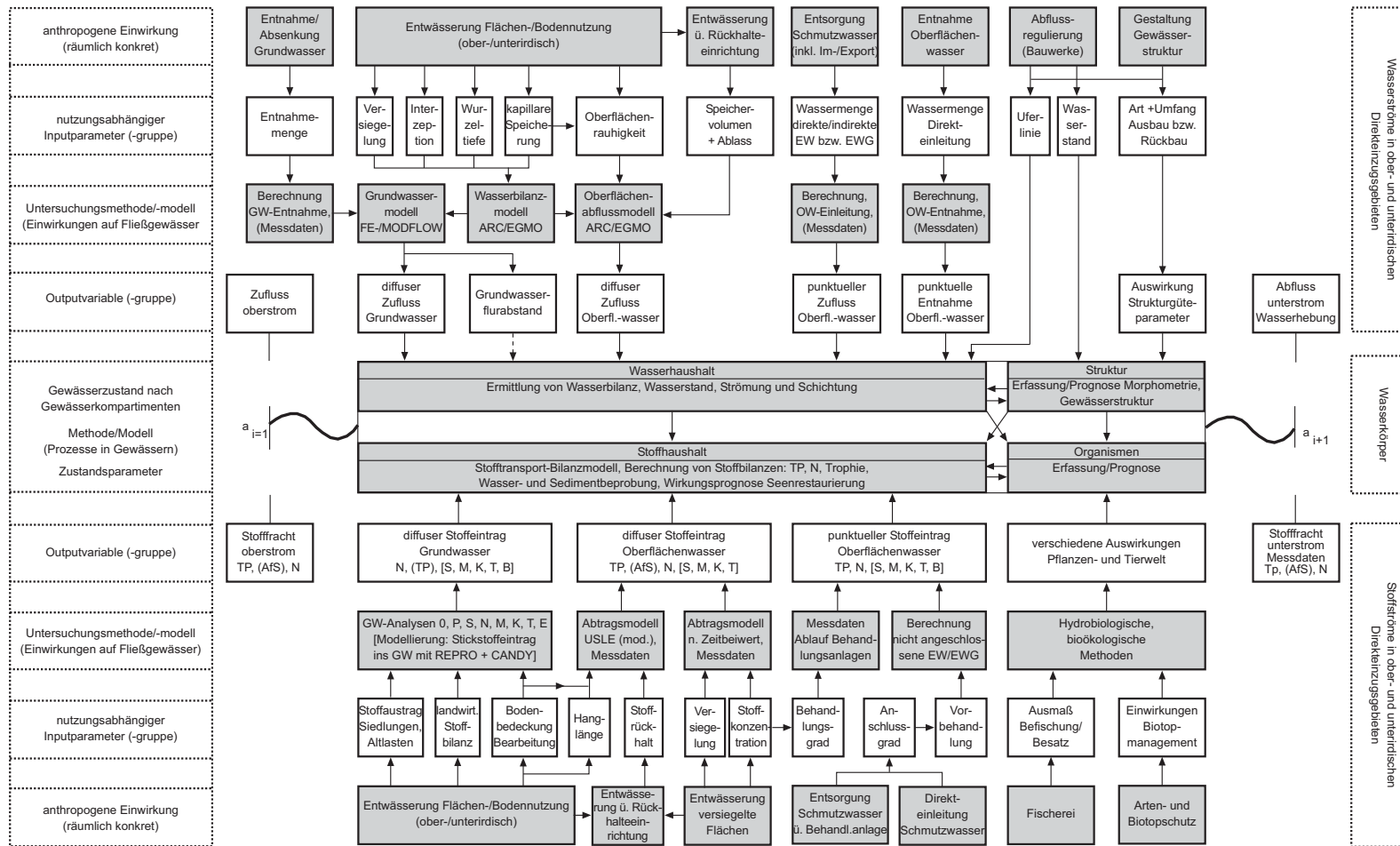
Die Aufgabe der konzeptionellen (Teil-)Systemmodelle für die Fließgewässerabschnitte und Standgewässer besteht darin, die für die Operationalisierung des Einzugsgebiets notwendigen inhaltlichen Zusammenhänge zu identifizieren. Für die maßgeblichen wasserhaushaltlichen Prozesse werden deshalb zugleich geeignete Untersuchungsmethoden und Modelle angegeben. Bei der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz kommt dabei gerade dem Zusammenhang zwischen Nutzungseinwirkungen und Umweltauswirkungen eine besondere Bedeutung zu.

In Anbetracht der zwischen Gewässern und anthropogenem System maßgeblichen Mengen- und Stoffströme werden beide jeweils getrennt behandelt. Dies stellt nicht in Abrede, dass die meisten Stoffströme überwiegend wassergebunden sind. Die für die vorliegende Untersuchung zur Verfügung gestandenen Methoden und Modelle erlauben in dieser getrennten Systematik jedoch eine genauere Systembeschreibung.⁵¹⁷ Aufgrund der methodologischen Orientierung der (Teil-)Systemmodelle können diese auch als Methoden- bzw. Modellsystem⁵¹⁸ bezeichnet werden. Die Auswahl der Methoden und Modelle richtet sich primär an den zu beschreibenden Prozessen. Sie lässt darüber hinaus jedoch erhebliche Spielräume bei der Entscheidung zwischen alternativen

⁵¹⁶ Für die endgültige Fassung des Bewirtschaftungsplans konnte eine Fortschreibung der anfänglich teilweise geringfügig anders bezeichneten wasserhaushaltlichen Kompartimente entsprechend der Begrifflichkeit von Kap. 2.4.3.1 nicht mehr erfolgen. Aus Gründen der inhaltlichen Kohärenz ist dies in der vorliegenden Arbeit erfolgt.

⁵¹⁷ Siehe Kap. 4.

⁵¹⁸ Vgl. Kap. 2.2.1.3 und 2.4.3.1.



Erläuterung: FEFLOW, MODFLOW, ARC/EGMO, REPRO, CANDY, USLE ATV-Gütermodell sind in der Literatur beschriebene hydrogeologische, hydrologische bzw. Stofftransport-Modelle.
 Abkürzungen: O = organoleptische Parameter, P = physikalische-chemische P, N = Nährstoffe und gebund. Kohlenstoff, S = Salze, M = Schwermetalle, K = Kohlenwasserstoffverbindungen, T = sonstige toxische Verbindungen, B = bakteriologische P,
 AFS = Abfiltrierbare Stoffe, TP = Gesamt-Phosphor, [...] = bisher keine Bearbeitung

Abbildung 3-11: (Teil-)Systemmodell „Standgewässer“ für Mansfelder Seen

Verfahren. Zur Kopplung der für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen ausgewählten Ansätze (siehe unten) sind deren parametrisierte Schnittstellen ermittelt und ebenfalls dargestellt worden. Ihre technische Umsetzung erfolgt später über unmittelbare (relational) oder mittelbare (Export/Import) Verknüpfungen.⁵¹⁹

Die Schnittstellen zwischen Gewässernutzungen und dem wasserhaushaltlichen System werden über Eingangsparameter der Methoden und Modelle operationalisiert. Das System kann durch Nutzungen im Sinne von Einwirkungen beeinflusst werden bzw. Mindestausprägungen von Variablen der Gewässer und ihrer Einzugsgebiete bestimmen die Nutzbarkeit. Diese Schnittstellen stellen die Voraussetzung für die Operationalisierung und Simulation von Bewirtschaftungsoptionen dar.

Die Identifizierung von mehreren Schnittstellen für einzelne Nutzungen gewährleistet speziell für eine ex ante-Wirkungsanalyse, dass nicht nur partielle Wirkungen von Bewirtschaftungsoptionen, sondern sämtliche mit ihnen verbundene Mehrfachwirkungen berücksichtigt werden können. In Abhängigkeit von der Art der Operationalisierung von Wirkungsbeziehungen erfolgt die Abbildung von Mehrfachwirkungen automatisch oder manuell durch vorgegebene Änderungen von betroffenen Eingangsparametern in mehreren Prozessmodellen.

3.3.1.1 (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“

Abbildung 3-10 zeigt das (Teil-)Systemmodell für einen Fließgewässerabschnitt. Entsprechend den Fließgewässern im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen ist es auf *nicht planktondominierte kleinere Bäche und Flüsse* ausgerichtet. Für den Wasserkörper werden im Zentrum der Grafik folgende Gewässerkompartimente angegeben:

- Morphologie der Fließgewässer
- Abflussdynamik der Fließgewässer
- Stoffhaushalt der Fließgewässer
- Organismen der Fließgewässer

Über dem Wasserkörper sind die Wasserströme aus den links- und rechtsseitigen, ober- und unterirdischen Direkteinzugsgebieten dargestellt, in der unteren Hälfte die Stoffströme. Wie erwähnt erfolgt dies nicht aus funktionalen, sondern methodologischen Gründen. Mit den Direkteinzugsgebieten werden weitere wasserhaushaltliche Kompartimente implizit einbezogen. Dies sind:

- Morphologie des Einzugsgebiets
- Wasserhaushalt des Einzugsgebiets
- Stoffhaushalt des Einzugsgebiets

- Geologie des unterirdischen Einzugsgebiets und der Grundwasserleiter
- Grundwasserhaushalt
- Stoffhaushalt des Grundwassers

Die Wirkungsbeziehungen sind von außen nach innen angeordnet. Auf diese Weise sollen entsprechend der handlungsorientierten Intention die anthropogenen Beeinflus-

⁵¹⁹ Siehe Kap. 3.3.1.2.

sungen nachvollzogen werden. Der Ansatz ist dadurch gezielt auf das Management und nicht auf eine naturwissenschaftliche Beschreibung des wasserhaushaltlichen Systems ausgerichtet. In der oben und unten jeweils äußersten Zeile der Textkästen wird mit den Einwirkungen aus dem anthropogenen System begonnen. Diese Einwirkungen werden zunächst unabhängig von Handlungsfeldern betrachtet, da sie teilweise von mehreren Handlungsfeldern ausgehen können. Ihre Zuordnung erfolgt erst bei der detaillierteren Ermittlung der Gewässernutzungen.⁵²⁰

Die 3. Zeilen (von oben und unten) zwischen den Einwirkungen und Gewässerkompartimenten repräsentieren die wasserhaushaltlichen Prozesse der Direkteinzugsgebiete. Die Prozesse sind dabei aus methodologischer Sicht dargestellt. Das heißt, statt der komplexen physikalischen Wirkungsbeziehungen werden vereinfachend die Methoden und Modelle zu deren Untersuchung benannt. Deshalb sind die Schnittstellen zwischen dem anthropogenen System und dem methodologischen Konstrukt des wasserhaushaltlichen Systems in der oben und unten zweit äußersten Zeile nicht als physikalische Inputs, sondern als Eingangsparameter⁵²¹ der Untersuchungsansätze formuliert.

Die Untersuchungsmethoden und -modelle stehen für komplexe Wirkungsbeziehungen zwischen Direkteinzugsgebieten und Wasserkörper. Sie reichen von der einfachen Auswertung der Entnahmemengen aus den Wasserbüchern bis zu deterministischen Prozessmodellen. Eine Kurzcharakterisierung und Referenzen zu den wichtigsten Ansätzen enthält Kapitel 3.3.3. Die Ergebnisvariablen der Untersuchungsmethoden und -modelle liefern die Angaben zu den von den Direkteinzugsgebieten ausgehenden Wirkungen in die Wasserkörper. Diese Variablen sind aus Platzgründen teilweise als Variablengruppen bzw. -kategorien angegeben.

Für die im Zentrum angegebenen Gewässerkompartimente werden ebenfalls die Untersuchungsansätze genannt sowie wichtige Ergebnisvariablen. Letztere beziehen sich überwiegend auf die Indikatoren des Systemzustands (siehe unten). Nachdem die Zustände der Gewässerkompartimente nicht alleine vom Zustrom aus den Direkteinzugsgebieten abhängig sind, werden links und rechts In- und Outputs gegenüber den Gewässerabschnitten ober- und unterstrom angeführt. Dies sind Wasserzu- und -abflüsse, zu- und abfließende Stofffrachten sowie die sich im Ablauf daraus ergebenden Stoffkonzentrationen.

Die technische Umsetzung und fachliche Erprobung des (Teil-)Systemmodells für die Fließgewässerabschnitte stand im Mittelpunkt der weiteren Arbeiten des Verfassers. Sie wird unter Kapitel 3.3.2.1 zunächst allgemein datentechnisch und in Kapitel 4 für das Stofftransport-Bilanzmodell eingehender inhaltlich dargestellt.

3.3.1.2 (Teil-)Systemmodell „Standgewässer“

Ausgehend von dem zuvor beschriebenen (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“ wurde für die spezifischen Verhältnisse der Mansfelder Seen ein (Teil-)Systemmodell für die Standgewässer entwickelt (siehe Abb. 3.11). Im Modell sind zentral die

⁵²⁰ Siehe Kap. 3.5.2.

⁵²¹ Speziell bei den Entnahmen und bei der Befischung können diese Eingangsparameter auch negative Vorzeichen aufweisen.

vier in Kapitel 2.4.3.1 genannten Gewässerkompartimente von Standgewässern angeordnet:

- Struktur der Standgewässer
- Wasserhaushalt der Standgewässer
- Stoffhaushalt der Standgewässer
- Organismen der Standgewässer

Als Methoden und Modelle können wegen der Vielzahl an unterschiedlichen Ansätzen teilweise nur die untersuchten Fragestellungen angegeben werden. Eine Auflistung der Methoden und Modelle sowie der durchgeführten Studien enthält Kapitel 3.3.2. Von maßgeblicher Bedeutung für die limnologischen Untersuchungen sind die Wasser- und Stoffbilanzen mit ihren Abhängigkeiten vor allem von den Zuflüssen und der fischereilichen Biomanipulation.

Die Prozesse in den Direkteinzugsgebieten werden weitgehend von dem (Teil-)Systemmodell Fließgewässerabschnitt übernommen, da sich die Standgewässer bezüglich ihrer Direkteinzugsgebiete wie die Fließgewässerabschnitte verhalten. Unterschiede ergeben sich insbesondere aus der teilweisen Ringkanalisation um die Seen, wodurch nur eingeschränkt eine Einleitung von Schmutzwasser über Behandlungsanlagen erfolgt. Außerdem werden die Wasserstände nicht alleine mittels wasserbaulicher Abflussbauwerke, sondern im Falle des wieder entstehenden Salzigen Sees mit Hilfe der Wasserhebung des Pumpwerks Wansleben gesteuert.

Über die Zuflüsse und die Direkteinzugsgebiete sind im (Teil-)Systemmodell für die Standgewässer implizit folgende weiteren Gewässerkompartimente einbezogen:

- Morphologie des Einzugsgebiets
- Wasserhaushalt des Einzugsgebiets
- Stoffhaushalt des Einzugsgebiets
- Abflusssdynamik der Fließgewässer
- Stoffhaushalt der Fließgewässer
- (Organismen der Fließgewässer)
- Geologie des unterirdischen Einzugsgebiets und der Grundwasserleiter
- Grundwasserhaushalt
- Stoffhaushalt des Grundwassers

Das (Teil-)Systemmodell diene bei der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza in erster Linie der Koordination der limnologischen Arbeiten mit den Untersuchungen zu den Einzugsgebieten. Die limnologischen Untersuchungen wurden von Höhn et al. (1997), Troschel (1997) und Klapper & Scharf (1998) durchgeführt. Als vertiefende Beiträge der vorliegenden Arbeit stand die Bewirtschaftung der Einzugsgebiete in Bezug auf die Nährstoffe und die daraus resultierenden Stoffzuflüsse in die Seen im Vordergrund.

Tabelle 3-8: Indikatoren(gruppen) für Gewässerkompartimente im Einzugsgebiet Mansfelder Seen

<u>Morphologie der Fließgewässer</u>	
- Laufentwicklung*	-Uferstruktur*
- Längsprofil*	-Gewässerumfeld*
- Querprofil*	-Durchgängigkeit für Fische und Makro- zoobenthos
- Sohlenstruktur*	
<u>Abflussdynamik der Fließgewässer</u>	
- Verhältnis MHQ : MNQ*	-Struktur der Überschwemmungsgebiete*
- Ökologisch begründeter Mindestabfluss*	-Versiegelungsgrad im Einzugsgebiet*
<u>Stoffhaushalt der Fließgewässer</u>	
- pH-Wert	-Schwermetalle in unfiltrierter Wasserphase
- Wassertemperatur	-Schwermetalle im Sediment
- Nährstoffe, Salze und Summenkenngößen ^(*)	-Industriechemikalien in der Wasserphase
<u>Organismen der Fließgewässer</u>	
- Wasservegetation der Fließgewässer ^(*)	-Saprobienindex*
- Ufer- und Auenvegetation der Fließgewässer	-Bakteriologische und virologische Keimzahlen
- Fischfauna Fließgewässer ^(*)	
<u>Morphologie der Standgewässer</u>	
- Struktur Seegrund (Benthal) ^(*)	-Struktur Gewässerufer / -umfeld
<u>Wasserhaushalt der Standgewässer</u>	
- Wasserbilanz*	
<u>Stoffhaushalt der Standgewässer</u>	
- pH-Wert	-Stickstoff : Phosphor – Verhältnis*
- Trophiegrad*	-Anorganische Stickstoffverbindungen*
- Gesamtphosphor im Seewasser*	-Salzgehalt
- Gesamtphosphor sämtlicher Zuflüsse*	-Sedimenteintrag*
- Chlorophyll-a*	-Schwermetalle im Sediment
- Sichttiefe*	-Schwermetalle in unfiltrierter Wasserphase
<u>Organismen der Standgewässer</u>	
- Wasservegetation der Standgewässer ^(*)	-Fischfauna Standgewässer ^(*)
- Ufervegetation der Standgewässer	-Bakteriologische und virologische Keimzahlen
<u>Grundwasserhaushalt</u>	
- Grundwasserneubildung / -dargebot*	-Grundwasserflurabstände*
<u>Stoffhaushalt des Grundwassers</u>	
- Geschützttheit*	-Schwermetalle
- Organoleptische Parameter	-Organische Verbindungen
- Physikalisch-chemische Parameter ^(*)	-Sonstige Substanzen
- Nährstoffe und gebundener Kohlenstoff ^(*)	-Mikrobiologische Parameter

[* = Operationalisierung im Simulationsmodell]

3.3.1.3 Indikatoren

Die Auswahl der Indikatoren für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen erfolgte nach drei alternativen Kriterien: (1.) Indikation des Systemzustands, (2.) Vergleiche des Systems mit vorgegebenen Gewässerschutzzielen und (3.) Indikation der Wirkungen von Handlungsalternativen. Laut Kapitel 2.4.3.2 wäre eigentlich nur das erste Kriterium für eine wasserwirtschaftliche Umweltbilanz relevant. Es bezieht sich auf solche Kenngrößen, mit denen sich die in den gebiets- und problembezogenen Systemmodellen wesentlichen Prozesse indizieren lassen.

Tabelle 3-9: Leitindikatoren für Gewässerkompartimente im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

<u>Morphologie der Fließgewässer</u>	
- Sohlstruktur	-Gewässerumfeld
- Uferstruktur	-Durchgängigkeit
<u>Abflussdynamik der Fließgewässer</u>	
- Verhältnis MHQ : MNQ	-Ökologisch begründeter Mindestabfluss
<u>Stoffhaushalt der Fließgewässer</u>	
- Pb, Cd, Zn (in unfiltrierten Wasserphase)	
<u>Organismen der Fließgewässer</u>	
- Saprobien-Index	
<u>Morphologie der Standgewässer</u>	
- Gewässerumfeld	
<u>Wasserhaushalt der Standgewässer</u>	
- Wasserbilanz	
<u>Stoffhaushalt der Standgewässer</u>	
- Trophie	-Fäkalcoliforme Keime
- Gesamtposphor sämtlicher Zuflüsse	
<u>Organismen der Standgewässer</u>	
- Röhrichtvegetation	
<u>Grundwasserhaushalt</u>	
- Grundwasserneubildung / -dargebot	
<u>Stoffhaushalt des Grundwassers</u>	
- Schwermetalle Pb, Cd, Zn	-Organische Verbindungen AOX, PSM
- Nitrat	

Das 2. Kriterium nimmt Bezug auf den Erkenntnisstand in der Gewässerschutzforschung und wasserwirtschaftlichen Praxis. Danach ist ein vorgegebener Set von empfohlenen Kenngrößen im Sinne einer Überwachung stets zu betrachten, selbst wenn einzelne von ihnen in einem konkreten Einzugsgebiet aktuell nicht unbedingt eine Rolle spielen. Sie werden deshalb als Indikatoren im Hinblick auf das Umweltqualitätszielkonzept einbezogen. Bei der methodischen Umsetzung der Systemmodelle werden für sie keine wirkungsanalytischen Untersuchungen durchgeführt, d. h. es erfolgt keine Operationalisierung durch das Simulationsmodell. Ihre Bearbeitung beschränkt sich auf

eine Beprobung, Analyse und Gegenüberstellung mit den Umweltqualitätsstandards.⁵²²

Das 3. Kriterium trägt der Prognoseunsicherheit in Bezug auf einzelne Effekte von Handlungsoptionen und -alternativen Rechnung. Speziell für die Stoffeinträge in den wieder entstehenden Salzigen Seen kann der sich einstellende Trophiegrad innerhalb des Entscheidungshorizonts von 20 Jahren nur relativ grob prognostiziert werden. Eine Beurteilung von Handlungsalternativen auf der Basis derartiger Prognosen wäre insofern nur eingeschränkt möglich. Demgegenüber erscheint die Indikation von Prozessen im wasserhaushaltlichen System sinnfällig, von denen langfristig die Erreichung trophischer Ziele abhängt. Ein solcher Prozess ist allem voran die Zufuhr von Nährstoffen über die Fließgewässer und Direkteinzugsgebiete.

Wie bereits in den Kapiteln 2.3.3.2 und 2.4.3.2 erwähnt, werden damit insgesamt sowohl Modellvariablen als auch messbare Kenngrößen als Indikatoren herangezogen. In Einzelfällen kommen Indizes hinzu, wie zum Beispiel der Saprobien- und der Trophic-State-Index. Eine Übersicht über sämtliche Indikatoren enthält Tabelle 3.8. Eine Reihe von ihnen musste aus Darstellungsgründen in Gruppen zusammengefasst werden. Bei ihnen handelt es sich um Sets von definierten Kenngrößen, die einschlägigen und für das Gewässereinzugsgebietsmanagement gültigen Regelwerken entnommen worden sind. Die einzelnen Größen sind im Umweltqualitätszielkonzept mit ihren Quellen aufgeführt.

Als Leitindikatoren für eine zusammenfassende Darstellung des aktuellen und künftigen Zustands des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen sind die Kenngrößen der Tabelle 3.9 geeignet. Sie basieren auf einer Reduktion der Gesamtheit der Indikatoren und repräsentieren nahezu sämtliche Gewässerkompartimente. Bei ihrer Auswahl stand die Bedeutung in Bezug auf aktuelle anthropogene Beeinflussungen des Einzugsgebiets sowie die Verifizierbarkeit von Steuerungsaktivitäten im Vordergrund. Die Bedeutung der Leitindikatoren beschränkte sich im Fallbeispiel auf eine Priorisierung in der Darstellung in der Öffentlichkeit. Für vertiefende Beurteilungen wurden stets sämtliche Indikatoren herangezogen.

3.3.2 Operationalisierung des Systemmodells

Für die methodische Umsetzung des Systemmodells sind entsprechend der angestrebten „sekundären Integration“⁵²³ einerseits sektorale Untersuchungen einzelner wasserhaushaltlicher Prozesse erforderlich. Andererseits gilt es diese Ansätze im erforderlichen Umfang so miteinander zu koppeln, dass Wechselwirkungen zwischen den Gewässerkompartimenten abgebildet werden können. In dieser Abfolge werden im Folgenden die für die Grundlagenerarbeitung des Bewirtschaftungsplans Salza verwendeten Untersuchungsansätze aufgeführt sowie deren methodologische und datentechnische Kopplung erläutert.

⁵²² Siehe fehlende Markierung in der Liste der Indikatoren (Tab. 3.8).

⁵²³ Siehe Kap. 2.3.3.1 und 2.4.3.1.

Tabelle 3-10: Untersuchungsmethoden und -modelle für die Operationalisierung des (Teil-) Systemmodells „Fließgewässerabschnitt“

Wasserhaushaltliche Kompartimente	Methode/Modell
Morphologie / Geologie / Boden / Flächennutzung des Einzugsgebiets	<ul style="list-style-type: none"> • Höhenmodell aus TK 1 : 10.000 (LVA 1996)^{*524} • Flächennutzung aus CIR-Luftbildinterpretation (LAU o.J.a)* • Verteilung der Bodentypen (GLA 1995)*
Wasserhaushalt des Einzugsgebiets	<ul style="list-style-type: none"> • N-A-/Wasserbilanzmodell ArcEGMO (Pfützner et al. 1994, 1996) einschl. hydrologische Untersuchung zur Hochwasserrückhaltung (und Sedimentreduzierung) (Pfützner 1998, Pfützner et al. 2001)*
Stoffhaushalt des Einzugsgebiets	<ul style="list-style-type: none"> • Statistische Quantifizierung der Nährstoffeinträge (Behrendt 1996, et al. 1998)* • USLE zur Berechnung des erosiven Stoffeintrags (Pagenkopf 1998, 1999); Beprobung (Frühauf & Schmidt 1996)* • Beprobung des Phosphor- und Stickstoffeintrags durch Regenwasserabfluss von bebauten Flächen (Hieber 1996, Schlüter 1996)* • EW aus Abwasserbeseitigungsplan Salza (RP Halle 1999)*
Morphologie Fließgewässer	<ul style="list-style-type: none"> • Gewässerstrukturgütekartierung (STAU Halle 1993, Gneist & Wollmerstedt 1996, Gries et al. 1996a,b, Mücke et al. 1998; in Anlehnung an LAWA 1998a, 2000a)* • Kartierung der Bauwerke (Lehmann 1997)* • Strukturgüte-Modell Salza (Schanze 1999)*
Abflussdynamik Fließgewässer	<ul style="list-style-type: none"> • N-A-/Wasserbilanzmodell ArcEGMO (Pfützner et al. 1994, 1996)* • Hydrologisch-biologische Untersuchung zur Mindestwasserführung der Salza (Pfützner et al. 1998)* • Hydraulische Modellierung der Überschwemmungsgebiete (Pfützner 1999a)*
Stoffhaushalt Fließgewässer	<ul style="list-style-type: none"> • Ereignisbezogene Probennahme P / N / AfS / Schwermetalle (Baum & Schmidt 1998, Frühauf & Schmidt 1999)* • Routinemessung physikalisch-chemische Gewässergüte (STAU Halle 1997a, LAU 1998c; Auswertung nach LAWA 1998a, 2000a)* • Stofftransport-Bilanzmodell Salza (siehe Kap. 4)* • Analyse Schwermetallbelastung und -transport in Gewässersedimenten (Poggel 1995, Klöck 1997, Schmidt 1997)
Organismen Fließgewässer	<ul style="list-style-type: none"> • Saprobienindex (DIN 38410, Teil 2) (STAU Halle 1999)* • Fischbestandserfassung (Menke 1997)^(*) • Pflanzensoziologische Untersuchungen nach Braun-Blanquet (1964) (Gries et al. 1996a,b)
Geologie des unterirdischen Einzugsgebiets (Grundwasserleiter)	<ul style="list-style-type: none"> • Beschreibung des postmontanen geologischen Zustands (Spilker 1996, Bendel 1997)
Grundwasserhaushalt	<ul style="list-style-type: none"> • GW-Strömungsmodell MODFLOW (Bendel 1993, 1997)* • Bilanzierung der postmontanen hydrologischen Verhältnisse (Schroeter et al. 1992, Spilker 1996)*
Stoffhaushalt Grundwasser	<ul style="list-style-type: none"> • GW-Regionalmessnetz (STAU Halle 1997b, LAU 1998c)*

* (Kopplung mit anderen Untersuchungsansätzen)

⁵²⁴ Ein rastergestütztes Analyseverfahren zur Auswertung von DHM 10-Daten führte nach Testrechnungen nicht zu der erforderlichen Genauigkeit (Pfützner et al. 1996: 9).

3.3.2.1 Sektorale Methoden und Modelle

Für die Abbildung des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen wurden eingeführte oder neu entwickelte quantitative Erhebungsmethoden und rechenbare Prozessmodelle verwendet. Neben Kartierungs- und Messmethoden kamen gleichungs- bzw. regelbasierte Modelle sowie GIS-Kopplungen zum Einsatz. Sie wurden einerseits durch Bearbeiter der disziplinären Teilprojekte sowie andererseits unter deren Auswertung und Kopplung innerhalb der Umweltbilanz bearbeitet.

Die für die Operationalisierung der (Teil-)Systemmodelle für die Fließgewässerabschnitte und Standgewässer verwendeten Methoden und Modelle enthalten die Tabellen 3.10 und 3.11. Das Spektrum der Ansätze reicht von der zeitlich hoch auflösenden Gewässerbeprobung über statistische Ansätze bis zu deterministischen hydrologischen und hydrogeologischen Modellen. Die vertiefende Darstellung der vorliegenden Arbeit konzentriert sich auf das *Stofftransport-Bilanzmodell*. Eine kurze Erläuterung erfolgt außerdem für das *Strukturgütemodell*. Für alle anderen Ansätze wird auf deren Beschreibung in der angegebenen Literatur sowie auf die konkreten Forschungsberichte und Gutachten verwiesen.

Bezüglich des Nitrataustrags ist in beiden (Teil-)Systemmodellen „Fließgewässerabschnitt“ und „Standgewässer“ die angestrebte Bearbeitung mit den Prozessmodellen CANDY (Franko et al. 1995) und REPRO (Hülsbergen & Diepenbrock 1997) angegeben. Die Kopplung und der Einsatz dieser beiden Modelle im Bezugsraum scheiterte letztlich aus finanziellen Gründen. Für die Mansfelder Seen ist Stickstoff zwar überwiegend kein limitierender Faktor (Hoehn et al. 1997, Klapper & Scharf 1998). Allerdings hätte die Untersuchung eine Lokalisierung der Quellen für die von Spilker (1996) an einzelnen Messstellen im Einzugsgebiet nachgewiesene rasche Zunahme von Nitrat im Grundwasser ermöglicht (vgl. Wendland et al. 1993).

Beispiel: Strukturgütemodell

Für die Strukturgüte von Fließgewässern existiert nach einer Erprobungsphase (vgl. LAWA 1998a) eine nationale Empfehlung für deren einheitliche Erfassung und Klassifikation (vgl. LAWA 2000; vgl. Zumbroich et al. 1999). Mit der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza wurde noch vor der Festlegung des endgültigen Verfahrens begonnen. Deshalb konnten nur die nach 1999 bearbeiteten Gewässer nach den Empfehlungen erhoben werden. Die übrigen Kartierungen der Strukturgüte beschränkten sich auf eine Einstufung nach den bereits zu Projektbeginn festgelegten und im Weiteren nicht mehr veränderten Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte⁵²⁵. Dies sind „Laufentwicklung“, „Längsprofil“, „Sohlenstruktur“, „Querprofil“, „Uferstruktur“ und „Gewässerumfeld“⁵²⁶ (vgl. Wild & Kunz 1992, LFW 1996, Friedrich & Hesse 1996, Zumbroich et al. 1999, LAWA 1998a, 2000a).

⁵²⁵ Die *Gewässerstrukturgüte* ist ein klassifiziertes „Maß für die ökologische Qualität der Gewässerstrukturen und der durch diese Strukturen angezeigten dynamischen Prozesse“ (LAWA 1998a: 9, 2000a: 3). Sie wird nach dem Grad der naturraumbezogenen gewässertypspezifischen Natürlichkeit in 7 Klassen mit 4 *Haupt-* und 3 *Unterklassen* angegeben.

⁵²⁶ Für den Bewirtschaftungsplan Salza wurde das Gewässerumfeld im Hinblick auf eine modelltechnische Abschätzung der Stoffrückhaltung zusätzlich nach Oberflächenform erfasst.

Tabelle 3-11: Untersuchungsmethoden und -modelle für die Operationalisierung des (Teil-) Systemmodells „Standgewässer“

Wasserhaushaltliche Kompartimente	Methode/Modell
Morphologie des Einzugsgebiets	<ul style="list-style-type: none"> • (siehe (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“)
Wasserhaushalt des Einzugsgebiets	<ul style="list-style-type: none"> • (siehe (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“)
Stoffhaushalt des Einzugsgebiets	<ul style="list-style-type: none"> • (siehe (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“)
Morphologie der Standgewässer	<ul style="list-style-type: none"> • Seebodenpeilung Süßer See (Räthe & Schnaus 1996)*
Wasserhaushalt der Standgewässer	<ul style="list-style-type: none"> • N-A-/Wasserbilanzmodell ArcEGMO (Pfützner 1997)* • Übersicht zur regionalen Wasserbilanz unter Berücksichtigung verschiedener Modellergebnisse und Messwerte (Kussmann 1999)*
Stoffhaushalt der Standgewässer	<ul style="list-style-type: none"> • Modellierung des Stoffeintrags der Fließgewässer (siehe (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“)* • Physikalisch-chemische Analysen von Pelagial und Sedimenten für Süßen See (Hoehn et al. 1997a,b)* • Trophie-Prognose für wieder entstehenden Salzigen See (Klapper & Scharf 1998)* • Bodenkundliche Analysen zur Abschätzung der Stofffreisetzung aus landwirtschaftlich genutztem Seeboden in wieder entstehendem Salzigen See (Altermann & Schröder 1997)* • Limnologische Untersuchung zur Wirksamkeit von Restaurierungsverfahren (Hupfer 1999)^(*)
Organismen der Standgewässer	<ul style="list-style-type: none"> • Bestimmung Plankton, Benthos und Fischfauna für Süßen See (Hoehn et al. 1997a,b)* • Limnologische Untersuchung zur Wirksamkeit eines ichthyozönotischen Biomanagements (Troschel 1997)^(*) • Floristische und vegetationskundliche Kartierungen im Bereich des wieder entstehenden Salzigen Sees (Weiss et al. 1998)
Geologie des unterirdischen Einzugsgebiets (Grundwasserleiter)	<ul style="list-style-type: none"> • (siehe (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“)
Grundwasserhaushalt	<ul style="list-style-type: none"> • GW-Strömungsmodell MODFLOW als Grundlage für Wasserbilanzmodell Salziger See (Bendel 1997)* • (siehe (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“)
Stoffhaushalt Grundwasser	<ul style="list-style-type: none"> • (siehe (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“) • Hydrogeologische Modellsimulation des Grundwasserwiederanstiegs im Bereich Salziger See (Villwock et al. 1998, 1999)* • Gefährdungsabschätzung von Altlasten im Bereich wieder entstehenden Salzigen Sees (Gutachten i.A. des LAU)

* (Kopplung mit anderen Untersuchungsansätzen)

Deren Einstufung erfolgt nach LAWA (1998a, 2000a) durch eine formalisierte Aggregation aus 25 Einzelparametern. Aus der Parallelität der Entwicklung eines bundeseinheitlichen Verfahrens und der Erhebungen im Untersuchungsraum resultierte eine gewisse Heterogenität der Kartierungsergebnisse speziell in Bezug auf die Einzelparameter. Aus

diesem Grund wurden alle Felddaten für die weitere Auswertung ex post auf die in allen Erhebungen verwendeten Hauptparameter generalisiert.⁵²⁷

Über die genannten Hauptparameter hinaus wurde ein ergänzender Indikator zur Angabe der Durchgängigkeit der Fließgewässer eingeführt (vgl. Schwevers & Adam 1997). Unter Auswertung der Kartierung von Kreuzungs- und Querbauwerken wird für Bauwerke mit einem vor Ort erhobenen signifikanten Beeinträchtigungspotenzial ein längenbezogener Quotient aus Bauwerken je Kilometer Gewässerlänge gebildet. Für Gewässerstrukturgütekartierungen mit äquidistanter Abschnittsteilung – wie von der LAWA (1998a, 2000a) vorgesehen – steht dadurch ein *Durchgängigkeitsgrad* zur Verfügung.⁵²⁸

Aufgabe des Strukturgütemodells ist (1.) die Simulation der Auswirkungen von Maßnahmen der Gewässerunterhaltung und des Gewässerrückbaus auf die Gewässerstruktur sowie (2.) die abschnittsbezogene Bilanzierung von Soll- und Ist- bzw. Prognose-Zuständen der Gewässerstrukturgüte. Nur die erste, wirkungsanalytische Teilaufgabe dient der Operationalisierung des Systemmodells. Die Bilanzierungsfunktion wird dementsprechend in Kapitel 3.5.1 erläutert.

Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen den naturogenen Prozessen der Morphodynamik und der Einstufung der Gewässerstruktur nach LAWA (2000a) konnten in der Literatur nicht recherchiert werden. Die Entwicklung eines Ansatzes zur Simulation der komplexen physikalischen Prozesse der Morphodynamik war im Rahmen der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza nicht möglich. Stattdessen richtet sich die Wirkungsanalyse auf den Zusammenhang zwischen anthropogenen Einwirkungen und Gewässerstruktur. Dieser Fokus erscheint in Bezug auf die Klassifikation der Gewässerstrukturgüte als anthropogene Auslenkung vom naturnahen Zustand sinnfällig. Er deckt sich überdies mit den Verhältnissen im Bezugsraum, welche überwiegend durch Eingriffe in und an den Gewässern bestimmt sind. Lediglich für die Sohlenstruktur sind die Transportprozesse von abfiltrierbaren Stoffen aus den Direkteinzugsgebieten von Bedeutung.⁵²⁹

Im Rahmen des Modells dienen (1.) Abfragealgorithmen der Einstufung der aktuellen gewässerabschnittsbezogenen Strukturgüte sowie der Angabe der anthropogenen Beeinflussung der Gewässerstruktur. Auf der Grundlage der Konstellation der 6 Hauptparameter erfolgt (2.) eine Zuweisung von Handlungsoptionen. Zuletzt (3.) findet für die von einer bestimmten Handlungsoption beeinflussten Einzel- bzw. Hauptparameter eine Zuweisung der mittelfristig entstehenden Gewässerstrukturgüte statt. Tabelle 3-12 zeigt einen beispielhaften und inhaltlich erläuterten Algorithmus zur Zuweisung von Handlungsoptionen mittels Bool'scher Algebra.

⁵²⁷ Zu diesem Zweck waren geringfügige inhaltliche Erweiterungen der Definitionen der einzelnen Klassen erforderlich. Außerdem konnten die Ergebnisse aus verschiedenen Teileinzugsgebieten lediglich getrennt ausgewertet und nicht miteinander verglichen werden.

⁵²⁸ Bei der Gewässerstrukturgütee Erfassung für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen waren nicht durchweg Abschnitte gleicher Länge gebildet worden. Der Durchgängigkeitsgrad kann deshalb nur für ganze Fließgewässer angegeben werden.

⁵²⁹ Eine vertiefende Bearbeitung ist bisher nicht durchgeführt worden, wäre aber zweifellos interessant.

Tabelle 3-12: Strukturgütemodell – Beispielhafter Algorithmus für Zuweisung einer Handlungsoption und Neueinstufung der Strukturgüteklassen

Algorithmus für Handlungsoption „Rückbau von Verrohrungen (außerorts)“
<p>WENN („Gewässerabschnitt i = außerhalb von Ortslagen“ [Attributierung durch GIS-Verschneidung]; WENN („Veränderung Status quo möglich“ [Attributierung über Soll-Zustand]; WENN („Ausbaustrecke mit Verrohrung“; DANN („Einstufung des Parameters</p> <ul style="list-style-type: none"> - „Sohlenstruktur“ = Klasse 3“ [etwas vereinheitlichte Substrate und Korngrößenfraktionen; vereinzelt erkennbare Vereinheitlichungen der Sohlreliefierung im Längs- und Querprofil infolge menschlicher Eingriffe; Kontaktmöglichkeiten zum Untergrund weitgehend ungestört] BZW - „Querprofil“ = Klasse 5“ [gleichmäßiges Abflussprofil, kaum variabel; Profilbreitenunterschiede werden im Wesentlichen nicht durch Breitenunterschiede der Böschungen selbst bestimmt; Verzahnung Wasser/Land lediglich durch Grasbüschel, Krautwurzeln usw. gegeben] BZW - „Uferstruktur rechts BZW links“ = Klasse 4“ [überwiegend einheitliche gestaltete Böschungsflächen (Kl. 5), künstliche Ufersicherung nur vereinzelt erkennbar (Kl. 3); Deckungsgrad der Gehölze sehr gering (Kl. 5) abschnittsweise ... schmaler Feuchthochstaudensaum (Kl. 3)] <p>* Länge Verrohrung + IST-Kasse_{Sohlenstruktur} BZW IST-Kasse_{Querprofil} BZW IST-Kasse_{Uferstruktur} * unverrohrte Abschnittslänge/gesamte Abschnittslänge“ [[längengewichtetes Mittel aus Teilabschnitt ohne Handlungsoption (Einstufung wie Status quo) und Teilabschnitt mit Handlungsoption]; ANSONSTEN „IST-Kasse_{Sohlenstruktur} BZW IST-Kasse_{Querprofil} BZW IST-Kasse_{Uferstruktur}“))</p>

Erläuterung: „BZW“ steht hier für eine Verzweigung der Abfrage in Felder unterschiedlicher Hauptparameter

3.3.2.2 Kopplung von Methoden und Modellen

Im Sinne einer ganzheitlichen Abbildung des wasserhaushaltlichen Systems im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen wurde speziell auf die Einbeziehung von Wirkungsbeziehungen zwischen den wasserhaushaltlichen Kompartimenten geachtet. Hierzu konnten einige der zuvor genannten Methoden und Modelle unmittelbar eingesetzt werden. Beispielsweise lässt das N-A-/Wasserbilanzmodell ArcEGMO (Pfützner & Becker 1995) die Berechnung des Niederschlags-Abfluss-Prozesses der Einzugsgebiete (Pfützner et al. 1994, 1996, 1998, 2001), der Abflussdynamik in den Fließgewässern (Pfützner et al. 1994, 1996) sowie der Wasserbilanzen für die Standgewässer (Pfützner 1997) zu. Darüber hinaus waren für ausgewählte Prozesse weitergehende Kopplungen von Untersuchungsansätzen vorgesehen. Für den Bezugsraum erschienen folgende Prozesse als besonders bedeutsam:

- Oberflächenabfluss – Grundwasserdynamik – Abfluss/Wasserbilanz Oberflächenwasserkörper
- Stofftransport von Stoffdeposition/Abgabe – Abfluss – Stoffrückhalt (v.a. Gewässerumfeld) im Einzugsgebiet – Stoffeintrag – Retention – Stofffracht/-konzentration

In Bezug auf den *ober- und unterirdischen Abfluss* sollte eine Kopplung des N-A-/ Wasserbilanzmodells ArcEGMO (Becker & Pfützner 1995) mit dem hydrogeologischen Modell MODFLOW (McDonald & Harbaugh 1988, 1996, Bendel 1997) realisiert werden. Dies scheiterte an den unterschiedlichen Raum- und Zeitdiskretisierungen der beiden im Vorfeld erstellten Gebietsmodelle, die im Rahmen der Grundlagenarbeit nicht überwunden werden konnte. Erst im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens GLOWA Elbe I wurden diesbezüglich an der Unstrut wesentliche Fortschritte erzielt (Klöcking et

al. 2002). Für den Bezugsraum waren deshalb hart-gekoppelte Übergaben⁵³⁰ der Grundwasserneubildung (ArcEGMO zu MODFLOW) und des Grundwasserzu- (bzw. -abflusses) zu den Gewässerabschnitten (MODFLOW zu ArcEGMO) erforderlich.

Zur Abbildung des für den Zustand der Standgewässer maßgeblichen *Stofftransports* sollte für den Nährstoff Phosphor die gesamte Prozesskette von der Stofffreisetzung über den Eintrag in die Fließgewässer bis zum Eintrag in die Standgewässer modelliert werden.⁵³¹ Zur Gewährleistung von vollständigen Stoffbilanzen galt es sämtliche ruralen und urbanen Eintragspfade einzubeziehen und ihre Beiträge zur Stoffbelastung der Seen in Form von Frachtpartitionen zu bestimmen. Besonderes Gewicht sollte den beeinflussbaren Parametern und deren hoch auflösender räumlicher Identifizierung in den Direkteinzugsgebieten beigemessen werden. Nachdem diesbezüglich kein geeignetes Modell zur Verfügung stand, wurde eigens ein Stofftransport-Bilanzmodell entwickelt. Eine ausführliche Darstellung dieses Modells enthält Kapitel 4.

Der im Hinblick auf die WRRL wichtige Zusammenhang von Stoffhaushalt und Organismenvorkommen wurde wie folgt behandelt: In den Fließgewässern des Bezugsraums bedingen die aktuell sehr hohen Stoffbelastungen und die strukturelle Verarmung der meisten Gewässer sehr eingeschränkte Besiedlungsmöglichkeiten für die Ichthyofauna (Menke 1997) und den Benthos (STAU Halle 1999). Systematische Untersuchungen kamen deshalb nicht in Betracht.

Für die Standgewässer, insbesondere den Süßen See, wurden die Zusammenhänge zwischen Stoffhaushalt und Organismen im Rahmen der Trophiebestimmung des limnologischen Gutachtens (Hoehn et al. 1997a) behandelt. Zum einen betrifft dies den Trophic-State-Index (Carlson 1977), wobei sich erhebliche Abweichungen zwischen den Teil-Indizes für Gesamtphosphor und Phytoplankton (Chlorophyll-a) ergaben (ebd.: 41). Zum anderen erfolgte ein Vergleich des realen Zooplanktons mit trophischen Artengruppen nach Karabin (1985). Die Ergebnisse zeigen eine gewisse Übereinstimmung der Zoozönose mit der bestimmten Trophie. Sie werfen allerdings auch die Frage nach dem Einfluss der Salinität auf (Hoehn et al. 1997a: 80). Statistisch gesicherte Ergebnisse dazu konnten im Rahmen der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza nicht erzielt werden.

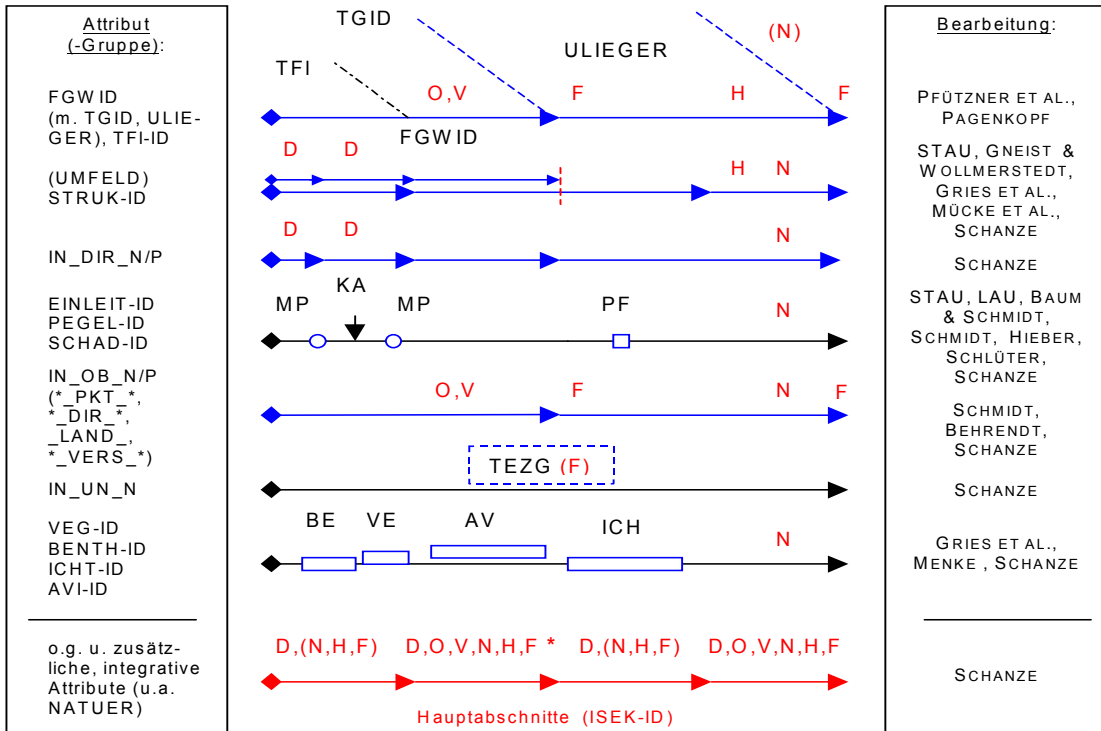
Eine weitere Kopplung von Untersuchungen zu unterschiedlichen Gewässerkompartimenten wäre zwischen Gewässerstrukturgütekartierung und der hydrologisch-hydraulischen Modellierung (Rauhigkeitsbeiwerte) möglich. Im Fallbeispiel Salza wäre dazu ein früherer Abschluss der morphologischen Kartierungen sowie die Abstimmung der erfassten Parameter auf die Anforderungen des hydraulischen Modells erforderlich gewesen. Dieser Aspekt ist bisher auch bei dem nationalen Kartierungsverfahren für die Gewässerstrukturgüte nicht berücksichtigt worden.

3.3.2.3 Technische Umsetzung

Voraussetzung für eine kohärente und parallele Anwendung (Processing) der genannten Methoden und Modelle war deren Harmonisierung und Integration. Die Harmonisierung dient in erster Linie der Vereinheitlichung von Daten sowie der Entwicklung von

⁵³⁰ Austausch von Datenfiles.

⁵³¹ Siehe Kap. 4.2.2.



Erläuterungen:

TGID = gewässerabschnittsbezogene Teileinzugsgebiete	KA = Kläranlageneinlauf
TFI = Teilflächen aus Berechnung Bodenabtrag	MP = Messpegel
FGW ID = Fließgewässerabschnitte aus hydrologischer Bearbeitung	PF = Probestfläche Schwermetalluntersuchung
ULIEGER = unterstrom liegender Gewässerabschnitt	BE = Untersuchung Benthos
TEZG = Teileinzugsgebiet	VE = Untersuchung Vegetation
	AV = Untersuchung Avifauna
	ICH = Untersuchung Ichthyofauna

[Die Identifikationen (IDs) sind hier nur zur Veranschaulichung und deshalb ohne Erläuterung in der linken Spalte dargestellt.]

s/w = Hilfslinien; blau = Geometrie mit originären Daten rot = für die Datenintegration erzeugte Geometrien
 * = Ablauf zusammengehörender Hauptabschnitte (oberstrom), auf den sich Daten aus hydrologischer Modellierung und darauf aufbauende Berechnungen (z.B. Fracht) beziehen
 -- = nachträgliche Untergliederung von Abschnitten

Integrative Auswertungen (bzw. -möglichkeiten):

D = Ermittlung Direkteintrag	H = (mittelmaßstäbliche hydraulische Berechnung)
O = Eintrag aus Landoberflächenabfluss	N = Bestimmung Natürlichkeitsgrad (NATUER)
F = Frachtberechnung	V = Eintrag aus versiegelten urbanen Flächen

[Die Ergebnisse der Bearbeiter sind den im Literaturverzeichnis angegebenen Publikationen zu entnehmen.]

Abbildung 3-12: Topologische Integration der Geometriedaten für die Operationalisierung des (Teil-)Systemmodells „Fließgewässerabschnitt“

Schnittstellen zwischen den einzelnen Untersuchungsansätzen. Die Integration umfasst darüber hinaus die Erarbeitung einer konsistenten GIS-Topologie (räumliche Integration) und einer vergleichbaren zeitlichen Auflösung der betrachteten Prozesse (zeitliche Integration). Methoden, Modelle und GIS werden dabei „loose“ (manuell) oder „tight“ (automatisiert) gekoppelt (Duttmann 1999: 188). Schließlich erfolgt die gemeinsame Simulation. Sie liefert Angaben zum Ist-Zustand und erlaubt Wirkungsprognosen und -ana-

lysen, bei denen die Effekte von Handlungsoptionen in sämtlichen beeinflussten Untersuchungsansätzen parallel abgebildet werden. Für die Harmonisierung und Integration stellen die (Teil-)Systemmodelle „Fließgewässerabschnitt“ und „Standgewässer“ den inhaltlichen Rahmen her.

An dieser Stelle wird kurz auf die technologische Integration eingegangen. Die Berechnungen erfolgen im Tabellenkalkulationsprogramm EXCEL. Für den hoch auflösenden Raumbezug sind alle Topologien in ein Geographisches Informationssystem (GIS) überführt worden. Als Software kommen Arc/Info[®] und ArcView[®] zum Einsatz und sind mit EXCEL gekoppelt. Die Operationalisierung der (Teil-)Systemmodelle „Fließgewässerabschnitt“ und „Standgewässer“ sowie deren Zusammenhang im Einzugsgebiet („Systemmodell des wasserhaushaltlichen Einzugsgebiets“) basiert auf einer hierarchisch gestuften⁵³², einheitlichen Gebietsgliederung des Bezugsraums.

Die Topologie stützt sich primär auf die hydrologische Kaskadierung des Einzugsgebiets mit einer Segmentierung des Gewässernetzes. Diesen Arcs (dtsch: Abschnitt) wurden die Polygone der Direkteinzugsgebiete zugewiesen. Die Arcs wurden insbesondere aufgrund der stoffstromanalytischen Gebietsverhältnisse und morphologischen Kartiereinheiten weiter unterteilt.

Insgesamt entstand eine Topologie bestehend aus 153 hydrologischen Fließgewässerabschnitten (FGWID) mit deren Direkteinzugsgebieten (TGID; Pfützner et al. 1994, 1996). Unter Einbeziehung stofflicher und morphologischer Gesichtspunkte wurden mittels Digitalisierung, Verschneidung und Zuweisung von sektoralen Geometrien 292 *kleinste gemeinsame Geometrien* (kgG mit ISEK-ID) gebildet (siehe Abb. 3-12). Durch den Beginn der Bearbeitung der Umweltbilanz nach der Erstellung der hydrologischen Grundlagen (ex post-Integration) konnten die weiteren hydrologischen Untersuchungen nicht auf die 292, sondern lediglich auf die 153 Abschnitte bezogen werden. Die funktionale Homogenität der kgG's war damit etwas eingeschränkt und wurde bei der Interpretation der Ergebnisse entsprechend beachtet.

Bezüglich der zeitlichen Integration erlaubt die Heterogenität der Methoden und Modelle als kleinsten gemeinsamen Nenner die Angabe von mittleren jährlichen Verhältnissen. Zwar erreichen beispielsweise die hydrologischen Untersuchungen (Pfützner 1998, Pfützner et al. 1994, 1996, 2001) und zweijährige Messkampagnen von Baum & Schmidt (1998) und Frühauf & Schmidt (1999) eine 10-minütige Auflösung. Diese hohe zeitliche Auflösung konnte allerdings aus methodischen Gründen unter anderem nicht bei der Abbildung der Stoffströme aufrechterhalten werden. Die Datenbasis bezieht sich mit Ausnahme langjährig gemessener hydrologischer, stofflicher und klimatologischer Daten überwiegend auf den Zeitraum 1996-99.

3.3.3 Diskussion

Im Vergleich zu den Anforderungen⁵³³ an die Erstellung von Systemmodellen im Rahmen der Methode Umweltbilanz ist die Vorgehensweise beim Fallbeispiel Salza wie folgt einzuschätzen. Die Abgrenzung zwischen naturogener Umwelt und anthropogenen

⁵³² Die hierarchische Abstufung diente zur Einbeziehung unterschiedlicher räumlicher Auflösungen von Untersuchungsansätzen.

⁵³³ Siehe die Kapitel 2.3.3.1 und 2.4.3.1.

Einwirkungen ist über die Identifizierung der durch Nutzungen beeinflussbaren Parameter methodologisch grundsätzlich geleistet worden. Hiermit wurden auch die Voraussetzungen für die Implementation von Handlungsoptionen geschaffen.⁵³⁴ Defizite bezüglich der Abbildung anthropogener Einwirkungen beruhen weniger auf prinzipiellen Kenntnislücken. Sie gehen vielmehr auf einzelne fehlende Untersuchungen zurück. Ein Beispiel ist der Nitratreintrag und -transport über den Grundwasserpfad. Die hierfür entwickelte Untersuchungskonzeption scheiterte ausschließlich an der Finanzierung.⁵³⁵

Im Gegensatz zu den methodologischen Fragen stützt sich die inhaltliche Differenzierung zwischen unbeeinflusstem oder beeinflusstem Zustand der Umwelt auf die Auswertung der durchgeführten Untersuchungen. Einige Ergebnisse dazu werden im Rahmen der Erläuterung der normativen Dimension unter den „Referenzverhältnissen“ und „Irreversiblen natürlichen Veränderungen“ vorgestellt.⁵³⁶

Zur Abbildung der wasserhaushaltlichen Wirkungsbeziehungen des Einzugsgebiets sind aus einem „Systemmodell des wasserhaushaltlichen Einzugsgebiets“ ein (Teil-)Systemmodell „Fließgewässerabschnitt“ und ein (Teil-)Systemmodell „Standgewässer“ entwickelt worden. Über die teilweise Kopplung von sektoralen, teilweise mehrere wasserhaushaltliche Kompartimente einbeziehende Untersuchungsmethoden und Prozessmodelle konnte als „sekundäre Integration“ eine ganzheitliche Operationalisierung erreicht werden. Die Kopplungen stützen sich auf bi- und multilaterale Datenschnittstellen zwischen Teilmodellen. Eine gemeinsame Datenbasis für alle Teilprojekte wurde nicht geschaffen. Ein zentrales Controlling der Datenkonsistenz und -aktualität war damit nicht möglich. Stattdessen oblag die Steuerung des Datenflows dem Verfasser. Dies könnte künftig durch die Entscheidung für eine gemeinsame Datenhaltung umgangen werden.

Der Grad der sekundären Integration und damit die methodologische Kohärenz hätte im Fallbeispiel Salza – mit und ohne gemeinsame Datenhaltung – durch weitere Modellkopplungen noch erhöht werden können. Ein Beispiel hierfür ist das Zusammenspiel von hydrologisch-hydraulischer Modellierung und morphologischer Kartierung. Letztere hätte bei entsprechender Konzeption teilweise für die Parametrisierung der Abflussgerinne der Fließgewässer herangezogen werden können. Neben einer Verbesserung der hydraulischen Modellergebnisse wäre dadurch auch eine Simulation der Auswirkungen der strukturgüteverbessernden Handlungsoptionen auf die Abflussverhältnisse möglich gewesen. Insgesamt wird damit die Notwendigkeit für einen frühzeitigen Beginn mit der Entwicklung einer Konzeption für die Integration deutlich.

Für andere Wirkungsbeziehungen zwischen Gewässerkompartimenten fehlen bisher ausreichende wissenschaftliche Erkenntnisse. Dies gilt unter anderem für die Berücksichtigung des Zusammenhangs zwischen Gewässermorphologie und der Pflanzen- und Tierwelt sowie der Beschaffenheit der Fließgewässer (Stoffumsetzung). Wenngleich diesbezüglich zahlreiche grundlegende Modelle zur Verfügung stehen (DFG 2003), bestehen zu spezifischen Fragen nach wie vor zahlreiche offene Fragen (z.B. Wagenbreth 2003).

⁵³⁴ Siehe Kap. 3.7 und 4.8

⁵³⁵ Siehe Kap. 3.3.2.1.

⁵³⁶ Siehe Kap. 3.4.

Bezüglich der Realisierbarkeit eines primär integrierten System- und Simulationsmodells für das Gewässereinzugsgebietsmanagement sind durch die Vielzahl der im Fallbeispiel zu berücksichtigenden Systemelemente und Wirkungsbeziehungen die Machbarkeitsgrenzen deutlich geworden. Aus diesem Grund ist der Komplexitätsgrad der sekundär integrierenden (Teil-) Systemmodelle im Vergleich zu den eingesetzten Prozessmodellen als relativ gering einzustufen.

Im Gegensatz zu den bisher noch vorherrschenden synoptischen Untersuchungen von Einzugsgebieten hat die sekundäre Integration jedoch gezeigt, dass durch die Verknüpfung von sektoralen Ansätzen und empirischen Daten mittels Systemmodellen der Systemzusammenhang ganzheitlicher abgebildet werden kann.⁵³⁷ Die gewählte Form der Abbildung des wasserhaushaltlichen Gesamtsystems erscheint deshalb für die angewandte landschaftsbezogene Umweltforschung zweckdienlich.⁵³⁸ Vor diesem Hintergrund lässt sich eine Intensivierung der Forschung über die Integration von Methoden und Modellen begründen.

Die Eignung des Ansatzes für Prognosen und ex ante-Wirkungsanalysen ist unterschiedlich einzuschätzen. Die deterministischen Ansätze gewährleisten durch eine physikalische Prozessbeschreibung zweifelsfrei eine Prognosefähigkeit. Dies gilt nur eingeschränkt für die statische Abbildung von Strukturen und Zusammenhängen von Prozessen. Die von Borhardt (1998: 124) zurecht betonte stärkere Umsetzung der zeitlichen Dynamik in wasserwirtschaftlichen Konzepten konnte damit auf der Ebene der (Teil-) Systemmodelle und einiger Prozessmodelle (noch) nicht umgesetzt werden. Diesbezüglich besteht ein Bedarf zur Kopplung überwiegend dynamischer Modelle. Für die methodologische Metaebene des Systemmodells und des daraus abgeleiteten Simulationsmodells ist infolgedessen nur von einer eingeschränkten Prognosefähigkeit auszugehen. Eine eingehendere Diskussion dazu erfolgt in Kapitel 4.8.

Die Fortschreibungsfähigkeit der Eingangsdaten ist im Rahmen der entwickelten Modellkonzeption aufwandsarm möglich. Damit kann die Anforderung an ein Umweltmonitoring erfüllt werden. Änderungen der Modellstrukturen sind demgegenüber nur mit relativ hohem Aufwand zu bewältigen.

Auf der Grundlage der (Teil-)Systemmodelle konnten für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen Indikatoren und Leitindikatoren des Systemzustands abgeleitet werden. Den Leitindikatoren wurde dabei nur eine Vermittlungsfunktion gegenüber der Öffentlichkeit zugewiesen. Die Bestimmung ihrer inhaltlichen Ausprägungen ist Gegenstand der Beschreibung des Ist-Zustands.⁵³⁹ Für die normative Dimension der Methode Umweltbilanz bilden sie zugleich die physische Schnittstelle.

⁵³⁷ Zahlreiche Prozesse, Strukturen und Organismen konnten bei der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza aus Gründen ihrer relativen Indifferenz gegenüber dem Gesamtsystem, der Datenverfügbarkeit, der verfügbaren Methoden und nicht zuletzt der relativ späten Erkenntnis hinsichtlich einer notwendigen methodologischen Integration nur sektoral behandelt werden.

⁵³⁸ Vgl. entsprechende Ansätze in Kap. 2.3.3.1.

⁵³⁹ Ausgewählte Ergebnisse der Bestandserfassung werden – analog zur Handhabung im Bewirtschaftungsplan – im Zusammenhang mit der Bilanzierung des Ist-Zustands dargestellt.

3.4 Umweltqualitätszielkonzept (normative Dimension)

Der Schaffung eines transparenten und partizipatorisch festgelegten Zielsystems über die mittelfristig angestrebten dauerhaft umweltgerechten Verhältnisse wurde bei der Grundlagenarbeit für den Bewirtschaftungsplan Salza ein eigenständiger Stellenwert beigemessen. An dieser Stelle werden zunächst Konzeption und Aufstellungsverfahren erläutert. Anschließend erfolgt die Darstellung der materiell-inhaltlichen Ergebnisse. Die Ausführungen stützen sich grundsätzlich auf das mit dem Bewirtschaftungsplan mittlerweile veröffentlichte Zielkonzept. Soweit aus wissenschaftlicher Sicht sinnfällige, sind terminologische Anpassungen und Ergänzungen im Hinblick auf die mittlerweile weiter ausgearbeitete Methode der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz vorgenommen worden. Außerdem wurden Kommentierungen eingefügt. Eine ausführliche Präsentation des Umweltqualitätszielkonzepts erscheint in Anbetracht der Bedeutung seines hierarchischen Aufbaus und seiner kohärenten Durcharbeitung sinnfällige.

Konzeptioneller Rahmen

Aufgabe des Umweltqualitätszielkonzepts⁵⁴⁰ für den Bewirtschaftungsplan Salza ist die Schaffung eines intersubjektiv abgestimmten und damit anerkannten Bezugsrahmens für sämtliche Bewertungen im Verfahren. Dies betrifft die Bewertung des Ist-Zustands (Ermittlung des Handlungsbedarfs) und die Bewertung der Bewirtschaftungsvarianten (Vergleich von Handlungsalternativen). Das auf mittel- bis langfristig zu erreichende, dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse ausgerichtete Konzept geht prinzipiell über den 20-jährigen Zeithorizont des Bewirtschaftungsplans hinaus. Durch diese Langfristorientierung kann aufgrund der konkreten Entwicklung des Einzugsgebiets oder neuerer wissenschaftlicher Erkenntnisse eine Fortschreibung notwendig sein.

Wie in Kapitel 2.3.4.2 beschrieben, ist das Zielkonzept primär auf die Umweltqualität, also den immissionsseitigen Zustand, ausgerichtet. In Einzelfällen sind emissionsseitige Ziele enthalten, sofern sich für bestimmte anthropogene Einwirkungen keine Zielzustände der Umwelt formulieren ließen. Inhaltlich stützt sich das Konzept auf die im genannten Kapitel erläuterten primären Ziele sowie regional spezifizierte Leitlinien. Daraus wurden ein gesamträumliches und themenübergreifendes Umweltqualitäts-Leitbild (UQL), gesamträumliche und themenspezifische Umweltqualitätsziele (UQZ) sowie raumkonkrete, themenspezifische und messbare Umweltqualitätsstandards (UQS) abgeleitet.

Deren materiell-inhaltliche Begründung stützt sich primär auf die Rekonstruktion definierter Referenzzustände, berücksichtigt irreversible naturräumliche und anthropogene Veränderungen („heutiger potenzieller natürlicher Zustand“) sowie Restriktionen vorhandener Nutzungen. Des Weiteren werden toxikologische Schwellenwerte (Critical Effects) aus der Literatur bzw. einschlägigen Regelwerken herangezogen.

⁵⁴⁰ Im Verfahren und Bewirtschaftungsplan wurde nach Maßgabe des Auftraggebers – in erster Linie wegen der geringen Verbreitung des Begriffs in der wasserwirtschaftlichen Praxis – von „Fachlichen Zielen und Standards“ gesprochen (vgl. RP Halle 2001). Der nach Einführung der WRRL vorgegebene Begriff wäre Umweltzielkonzept. Dieser erscheint wegen der fehlenden Unterscheidung von Umweltqualitäts- und -handlungszielen jedoch unzureichend.

Die Zielebenen UQZ und UQS sind nach den Gewässerkompartimenten gegliedert. Bei den Zielkriterien der UQS erfolgt überdies eine Bezugnahme auf die Indikatoren der (Teil-)Systemmodelle für das Mansfelder Seengebiet. Ergänzend werden Zielkriterien aus Gründen eines auf europäischer und nationaler Ebene einheitlichen wasserwirtschaftlichen Vollzugs einbezogen.

Abstimmung mit der Öffentlichkeit und Stellung im Verfahren

Nachdem eine umweltwissenschaftliche Ableitung von Leitbildern, Zielen und Standards wie in Kapitel 2.3.4.2 erwähnt ausgeschlossen ist, erfolgt die Abstimmung und letztliche Festlegung des Umweltqualitätszielkonzepts für den Bewirtschaftungsplan Salza in einem eigenständigen Abstimmungsprozess mit der beteiligten Öffentlichkeit. Formell beteiligt wurden die Träger öffentlicher Belange nach § 2 bis § 4 BauGB. Darüber hinaus fanden bilaterale Konsultationen mit einzelnen Akteuren im Einzugsgebiet statt, wie beispielsweise einigen landwirtschaftlichen Großbetrieben.

Den Beteiligten war jeweils vermittelt worden, dass es sich bei dem Konzept nicht um Ziele handelt, die innerhalb des Planungshorizonts des Bewirtschaftungsplans umzusetzen sind. Deshalb sollte noch keine Abwägung mit wirtschaftlichen und soziokulturellen Gesichtspunkten vorgenommen, sondern lediglich der Schutz der Gewässer im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen berücksichtigt werden. Die Relevanz des Zielkonzepts für sämtliche Bewertungen des Bewirtschaftungsplans wurde demgegenüber hervorgehoben.

Die Abstimmung umfasste folgende Schritte: Zunächst wurden im Rahmen der Erstellung der Umweltbilanz gutachterlich Begründungszusammenhänge für die inhaltliche Ausgestaltung der drei Zielebenen erarbeitet. Der erste Entwurf des Zielkonzepts aus dem Jahr 1996/1997 wurde in einem Kreis von regionalen wasserwirtschaftlichen Sachverständigen in einer Art Expertenbefragung diskutiert. Der daraufhin fortgeschriebene Entwurf wurde 1998 durch die verfahrensführende Behörde an ca. 100 Träger öffentlicher Belange mit der Bitte um Durchsicht und Übermittlung einer Stellungnahme übersandt.

Von 31 Beteiligten trafen Antwortschreiben ein; eine Reihe weiterer Institutionen wendete sich fernmündlich an das STAU Halle als Fachbehörde. Aus dem Rücklauf ließen sich insgesamt 140 Stellungnahmen identifizieren. Nicht alle dieser Anregungen bezogen sich auf die Formulierung der Ziele und Zielkriterien. Teilweise gaben sie auch Hinweise auf weitere bewirtschaftungsrelevante Probleme. Letztere wurden später bei den Handlungsoptionen beachtet.

Sämtliche Stellungnahmen wurden einzeln geprüft, soweit für die Umweltqualität relevant eingearbeitet und ihre Berücksichtigung nachvollziehbar dokumentiert. Dabei kam es nicht zu einer prinzipiellen Änderung des Zielkonzepts. Vielmehr ergaben sich eine Reihe von Qualifizierungen und Modifikationen. Inhaltlich untereinander konträre Einwendungen gab es wider Erwarten nicht. Für den Fall kontroverser Angaben waren trilaterale Abstimmungen mit den Beteiligten vorgesehen. Bei fehlender Einigung wären notfalls die strengeren Ziele und Standards verwendet worden, um dem Vorsorgebedürfnis aller Akteure maximal Rechnung zu tragen. Von dieser Regelung musste jedoch kein Gebrauch gemacht werden. Für das Umweltqualitätszielkonzept konnte damit insgesamt Einvernehmlichkeit erzielt werden.

In Anbetracht der Zeitspanne zwischen der Aufstellung des Zielkonzepts (1998) und der Bekanntgabe des Bewirtschaftungsplans (2001) ergaben sich einige fachliche relevante Entwicklungen. Dies gilt insbesondere für die Veröffentlichung zusätzlicher Zielvorgaben und Empfehlungen der LAWA (1998b,c,e, 2000a). Vor diesem Hintergrund war vor dem Beginn des Aufstellungsverfahrens des Bewirtschaftungsplans eine redaktionelle Überarbeitung notwendig. Die Möglichkeit zu deren Abstimmung bezog sich deshalb auf das förmliche Beteiligungsverfahren.

Die informellen Verfahrensschritte zur Aufstellung des Umweltqualitätszielkonzepts dienten der gesellschaftlichen Abstimmung und Festlegung, nicht zu seiner rechtlichen Legitimation. Letztere ist gemäß § 186 (2) WG LSA i.d.F. vom 29.05.97 nur für den Bewirtschaftungsplan mit den darin festgelegten Umwelthandlungszielen und -standards vorgesehen. Die Abstimmung des Zielkonzepts, speziell die Berücksichtigung der Stellungnahmen, ging deutlich über eine förmliche Öffentlichkeitsbeteiligung in einem Planungsverfahren hinaus.⁵⁴¹

Im Gegensatz zu der in der Vergangenheit auf dem Emissionsprinzip und der Gefahrenabwehr beruhenden Gewässerschutzpolitik⁵⁴² mit rechtsverbindlichen Grenz- und Richtwerten handelt es sich bei den immissionsseitigen Qualitätszielen und -standards um *informelle Orientierungswerte*. Selbst ohne eine rechtliche Verbindlichkeit können sie i.S. des Vorsorgeprinzips dennoch beim wasserrechtlichen Vollzug Beachtung finden. Bei den „angestrebten Merkmalen“ nach § 186 (2) WG LSA ist deshalb zu unterscheiden zwischen

- den mit dem Bewirtschaftungskonzept *innerhalb des Planungshorizontes voraussichtlich erreichbaren Gewässermerkmalen* und
- den Zielen und Standards für die *langfristig voraussichtlich (wieder)herstellbare Umweltqualität der Gewässer*.

Die Frage der Nutzbarkeit spielte bei den auf dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse zielenden informellen Verfahrensschritten zur Aufstellung des Umweltqualitätszielkonzepts nur eine mittelbare Rolle. Diese beschränkt sich auf die Berücksichtigung der Mindestumwelterheblichkeit von Nutzungen bei der Begründung der Ziele und Standards.⁵⁴³ Soweit sich das Umweltqualitätszielkonzept und Anforderungen an die Nutzbarkeit auf dieselben Indikatoren beziehen, wird bei der Darstellung der Qualitätsziele jeweils die Einhaltung der Nutzungsanforderungen reflektiert.

3.4.1 Leitlinien

Laut Kapitel 2.3.4.2 sind die gesetzlichen Vorgaben zur Umweltqualität bei der Formulierung regionaler Umweltqualitätszielkonzepte als Leitlinien einzuhalten. Im Zuge der Aufstellung des Zielkonzepts für den Bewirtschaftungsplan Salza wurden deshalb für die beteiligte Öffentlichkeit die wichtigsten relevanten Regelungen in Gesetzen, Richtlinien und Verordnungen zusammengestellt. Dies betraf zunächst die in Kapitel 2.4.4.1 genannten europäischen Richtlinien des Gewässerschutzes. Die Wasserrahmenrichtlinie war zu diesem Zeitpunkt noch nicht verabschiedet. Auf den Ebenen von Bund und Land

⁵⁴¹ Vgl. § 9 Verwaltungsverfahrensgesetz (VwVfG).

⁵⁴² Vgl. § 7a WHG i.d.F. vom 12. November 1996.

⁵⁴³ Siehe Kap. 2.4.4.1.

sind das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) sowie das Wassergesetz (WG LSA) und das Naturschutzgesetz (NatSchG LSA) des Landes Sachsen-Anhalt in der jeweils gültigen Fassung einschlägig.

Eine gewisse Sonderstellung nehmen die Zielvorgaben der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998c,e) ein. Sie basieren auf Beschlüssen von nationalen Umweltministerkonferenzen (LAWA 1998b: 4), haben aber ohne gesonderte Ausführungsvorschriften der Länder de jure keine Verbindlichkeit. Allerdings erlangen sie wegen der zugrunde liegenden Untersuchungen als Begründungszusammenhänge de facto als Stand der Wissenschaft und Verwaltungspraxis eine Gültigkeit, von der nur begründet abgewichen werden sollte.

Bei der Formulierung der Umweltqualitätsstandards für den Bewirtschaftungsplan Salza führte dies dazu, dass die Zielvorgaben der LAWA teilweise für den Bezugsraum überprüft worden sind. Nach Maßgabe der zuständigen Fachbehörden wurde auch bei abweichenden gebietsbezogenen Begründungen teilweise den Zielkriterien der LAWA gefolgt. Damit sollte im Sinne eines einheitlichen wasserbehördlichen Vollzugs eine Unterschreitung bundesweiter Mindestanforderungen vermieden werden.

Die Beachtungspflicht gegenüber den Gesetzen, Plänen und Programmen von Raumordnung und Landesplanung⁵⁴⁴ nach § 186 (1) WG LSA i.d.F. vom 29.05.97 bezieht sich auf die wasserwirtschaftlichen (Umwelthandlungs-)Ziele und Standards sowie Handlungsoptionen. Die Beachtungspflicht schließt ein, dass in begründeten Fällen bei der Bewirtschaftungsplanung von den raumordnerischen Zielen abgewichen werden kann. Dies kommt vor allem dann in Betracht, wenn bei bestehenden raumordnerischen Zielen durch die Bewirtschaftungsplanung neue abwägungsrelevante Sachverhalte für Raumordnung und Landesplanung bereitgestellt werden.⁵⁴⁵ Durch die vorhergehende Abwägung konfligierender Belange sind die Grundsätze und Ziele der Raumordnung und Landesplanung überwiegend jedoch nicht als Leitlinien für Umweltqualitätszielkonzepte einzustufen. Zu den Ausnahmen gehören unter anderem Empfehlungen des Gewässerschutzes, die durch raumordnerische Festlegungen eine Verbindlichkeit erlangen.⁵⁴⁶

Ein Beispiel hierfür ist die Nennung von bestimmten Wertebereichen der Güteklassifikation der LAWA (1998b, 2000a) als Ziele von Raumordnung und Landesplanung. Vor der Übernahme derartiger Ziele in das Umweltqualitätszielkonzept des Bewirtschaftungsplans Salza erfolgte allerdings eine Prüfung, inwieweit die generellen Festlegungen speziell in den Oberläufen der Gewässer für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung ausreichen oder eventuell strenger gefasst werden sollten (siehe unten).

⁵⁴⁴ Für den Bezugsraum gehörten hierzu neben dem Bundesraumordnungsgesetz (ROG) und dem Landesplanungsgesetz des Landes Sachsen-Anhalt vor allem der Landesentwicklungsplan Sachsen-Anhalt (LEP LSA), das Regionale Entwicklungsprogramm für den Regierungsbezirk Halle (REP RB Halle) und das Regionale Teilgebietsentwicklungsprogramm für den Teilraum Amsdorf (TEP).

⁵⁴⁵ Beispielweise wurde das nach LEP LSA und REP RB Halle ausgewiesene Vorranggebiet für Wassergewinnung „Querfurter Platte“ hinterfragt, dem gegenwärtig nur ein qualitativ stark eingeschränkt nutzbares Dargebot zugrunde liegt. Eine explizite Zusammenfassung von Diskrepanzen zwischen Umweltqualitätszielen und Bewirtschaftungsmaßnahmen einerseits sowie den konkreten Zielen von Raumordnung und Landesplanung andererseits hätte im Bewirtschaftungsplan Salza verdeutlicht werden können.

⁵⁴⁶ In der Endfassung des Bewirtschaftungsplans wurden die derart begründeten Zielkriterien teilweise unzutreffend ebenfalls als „Zielvorgaben“ bezeichnet (vgl. RP Halle 2001, 123).

3.4.2 Leitbild der Umweltqualität

Als höchste regionale Zielebene wurde für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen ein gesamträumliches und themenübergreifendes Leitbild der Umweltqualität (Umweltqualitäts-Leitbild) formuliert. Es legt den grundlegenden Rahmen für alle weiteren gebietsbezogenen Ziele und Standards fest. Im Folgenden sind basierend auf den in den Kapiteln 2.3.4.2 und 2.4.4.1 genannten Schritten zunächst die umweltwissenschaftlichen Kontexte für seine Begründung dargestellt. Anschließend wird das Leitbild in der letztlich durch die beteiligte Öffentlichkeit bestätigten Fassung wiedergegeben.

Rekonstruktion definierter Referenzverhältnisse

Als nacheiszeitliche Verhältnisse hatten sich vor ca. 7.000 Jahren (Zinke 1993) im Mansfelder Raum der Süße und der Salzige See als fischreiche und relativ klare Seen mit Armeleuchteralgen und schmalen Röhrlichtzonen entwickelt (Klapper & Scharf 1998⁵⁴⁷). Etwa zu Beginn unserer Zeitrechnung führte die ständige Zunahme der Salzgehalte zum Übergang von oligohalinen zu mesohalinen Verhältnissen (ebd.). Die Frage nach der ursprünglichen Trophie lässt sich auf der Basis der vorliegenden Untersuchungen nicht exakt beantworten.⁵⁴⁸ Näherungsweise ist von mindestens mesotrophen Verhältnissen auszugehen (vgl. auch Klapper 2000: 29). Beide Seen verfügten nach Neuss (1995) über höhere Wasserstände als heute (Süßer See) bzw. als für den Salzigen See prognostiziert und damit über eine größere Ausdehnung.⁵⁴⁹

Außer den genannten Seen gab es östlich der heutigen Lutherstadt Eisleben den Faulen See. Dieser wurde ab ca. 1200 trocken gelegt. Das Einzugsgebiet war auf den Lösstandorten durch Eichen-Hainbuchenwälder (Mahn et al. 1986, MUN 1994) charakterisiert. Pedogenetisch müssten die Schwarzerdestandorte durch Waldsteppenvegetation geprägt gewesen sein (Scheffer & Schachtschabel 1998: 424).⁵⁵⁰ Das Gewässernetz war nach Neuss (1995) dichter als in der Gegenwart. In den Unterläufen der Fließgewässer und an den Uferbereichen der Seen herrschten Sümpfe und Auenwälder mit halophilen Arten vor (Ule 1888, Gries et al. 1996a,b).

Erste signifikante anthropogene Eingriffe in den Landschaftshaushalt des Einzugsgebiets werden von Marschall et al. (1980), Neuss (1995) und MUN LSA (1994) für die

⁵⁴⁷ Die Angaben beziehen sich auf palaeolimnologische Untersuchungen eines Bohrkehrs am Seegrund des ehemaligen Salzigen Sees (ca. 500 Jahre zurückgehend). Durch deutliche naturräumliche Analogien zwischen Süßem und Salzigen See (Klapper 2000: 26) werden hier die Ergebnisse auch für den Süßen See zugrunde gelegt.

⁵⁴⁸ Klapper (2000) stuft den ehemaligen Salzigen See aufgrund der Dominanz der Chironomus-plumosus-Gruppe (90 %) bei den Kopfkapseln der Zuckmückenlarven als „eutroph“ ein. Nach der in dieser Arbeit im Folgenden recherchierten Nutzungsgeschichte reicht der 500-jährige Bohrkern allerdings nur bis ins 16. Jh. zurück. Zu diesem Zeitpunkt waren die anthropogenen Einflüsse schon erheblich. Aus diesem Grund wären für eine belastbare Aussage tiefergehende Untersuchungen notwendig.

⁵⁴⁹ Süßer See: Ausdehnung bis Ortsrand Aseleben und 2 km nordwestlich von Wormsleben (vgl. Ockert 1964: 5a), Salziger See: 89,50 – 90,00 mNN.

⁵⁵⁰ Für eine Konkretisierung dieser Annahme für den Bezugsraum konnte keine Literatur gefunden werden.

frühe bis späte Bronzezeit⁵⁵¹ angegeben.⁵⁵² Seils (2000: 29) sieht in dieser Zeit die erste bedeutende Phase der Boden- und Stoffverlagerungen sowie Bodendegradationen auf den Schwarzerde- und Lössstandorten. Neben der Rodung und Nutzbarmachung zum Zwecke der Landbewirtschaftung und Besiedlung wird für diese Phase bereits von einer Kupferschiefer- und Salzgewinnung ausgegangen (Marschall et al. 1980). Ab 700 v.u.Z. bis in die 2. Hälfte des 1. Jahrtausends ließ nach Müller (1953) der anthropogene Einfluss durch Bevölkerungsrückgang erheblich nach. Die Waldfläche regenerierte sich daraufhin weitgehend (Litt 1994).

Eine dauerhafte und flächenhafte Landnahme fand erst im Mittelalter statt (Neuss 1995, MUN LSA 1994). Sie begann mit der Gründung vieler Dörfer zwischen dem 8. und 12. Jh. (Marschall et al. 1980), führte zunächst zu einer Überbeanspruchung und Zurückdrängung der Wälder, dann zu einer Rodungsperiode im 10.-11. Jh. (Mahn et al. 1986, MUN 1994). Als Beginn des technologisch betriebenen Kupferschieferbergbaus wird das Jahr 1199 angegeben (Jankowski 1995: 163). Er erreicht eine erste Blütezeit im 15.-16. Jh. und sorgte auch zu einer Verstärkung der übrigen Eingriffe in den Landschaftshaushalt.⁵⁵³ Der Braunkohlenbergbau begann erst in der Neuzeit.

Vor dem Hintergrund der geschichtlichen Entwicklung kann sich eine historische Referenz entweder auf den Zustand vor der altneolithischen Besiedlung oder vor der mittelalterlichen Nutzungsintensivierung stützen. Im ersten Fall müssten die bis ins Mittelalter erfolgten Bodenverlagerung als irreversible (graduell naturogene) und insbesondere anthropogene Veränderungen berücksichtigt werden. Nachdem die vorliegenden Literaturquellen nicht auf sonstige signifikante anthropogene Einflüsse bis zum Mittelalter hinweisen und die Bodenverlagerung definitiv irreversibel sind, erscheint ein Bezug auf das beginnende Mittelalter sinnfälliger.

Irreversible natürliche und anthropogene Veränderungen

Wichtigste, nicht umkehrbare Veränderungen des Mansfelder Seengebiets sind weitere Boden- und Stoffverlagerungen in die Mansfelder Seen sowie Veränderungen der hydrogeologischen und hydrologischen Verhältnisse vor allem durch den Bergbau. Die Rodungstätigkeit und Besiedlung als solches sind demgegenüber nicht irreversibel, wenngleich sie als Restriktionen vorhandener Nutzungen (siehe unten) dennoch nicht grundsätzlich zur Disposition gestellt werden.

Durch die mittelalterliche und neuzeitliche intensive Landwirtschaft sind die *Boden- und Stoffverlagerungen* weiter fortgeschritten. Seils (2000: 29) sieht diesbezüglich im 12. bis 14. Jh. eine zweite bedeutende Phase. Nach Frühauf & Schmidt (1996) sowie Thomas (1980) ist auch in der agroindustriellen Gegenwart – sozusagen als 3. Phase – eine hohes Abtragsgeschehen zu konstatieren. Insgesamt hat die Entwicklung seit dem Referenzzeitraum ein nicht quantifizierbares Ausmaß erreicht, das unter anderem zu einer Beschleunigung der Verlandungsprozesse am Westufer des Süßen Sees führte.

⁵⁵¹ Frühe Bronzezeit: 1800 - 1400 v.u.Z.; späte Bronzezeit: 1200 - 700 v.u.Z.

⁵⁵² Seils (2000: 29) gibt für den weiteren Untersuchungsraum bereits für das Paläolithikum Funde an, die menschliches Leben belegen. Näheres siehe unter Toepfer (1970).

⁵⁵³ U.a. Zunahme des Holzbedarfs, Siedlungswachstum (Verleihung der Stadtrechte für Querfurt und Eisleben im 12.-13. Jh.).

Zu diesem Verlandungsprozess kamen nennenswerte siedlungswasserwirtschaftliche Schlammeinträge. Wanka (1993) beziffert sie für das Jahr 1991 bezogen auf die Böse Sieben und den Salzgraben auf 453 t. Hoehn et al. (1997a) gehen von einem Schlammvolumen von ca. 6,4 Mio. m³ aus. Baum & Schmidt (1998) bestimmten mittels zeitlich hochauflösender Beprobung einen Gesamteintrag abfiltrierbarer Stoffe von ca. 2.400 t/a für das hydrologische Jahr 1997/98. Nach Zinke (1993) sind seit dem 12. Jahrhundert mindestens drei Kilometer des Süßen Sees zusedimentiert.⁵⁵⁴ Im ehemaligen Salzigen See hat keine analoge Entwicklung stattgefunden (Altermann & Schrödter 1997: 50), da der Süße See für einen Teil des Zuflusses als eine Art Vorsperre fungiert hat (Klapper & Scharf 1998: 50). Dennoch zeigen die Ergebnisse von Frühauf & Schmidt (1999), dass alleine über die Querne-Weida in den hydrologischen Jahren 1997-1999 durchschnittliche 1.655 kg AfS/a eingetragen wurden.

Neben abfiltrierbaren Stoffen wurden aus den Ackerflächen vor allem Nährstoffe aus der Düngung sowie Biozid-Rückstände in die Gewässer eingetragen. Im Süßen See ist dadurch eine erhebliche Phosphat-Quelle entstanden (Hoehn et al. 1997a: 85ff., Hupfer 1999). Für die erhebliche Sedimentauflage des Seegrundes schätzen Hoehn et al. (1997a: 167) eine Sanierung allerdings als finanziell unrealistisch ein. Lediglich durch Maßnahmen der Seenrestaurierung könnte die P-Remobilisierung graduell reduziert werden (Hupfer 1999). Im Süßen See ist von einer langfristig erhöhten, allerdings allmählich abklingenden P-Konzentration durch die zuvor erwähnte Freisetzung aus dem Sediment auszugehen (Hoehn et al. 1997a). Die Schwermetalle am Seegrund sind demgegenüber unter den vorhandenen Redoxverhältnissen stabil gebunden (Springer 1993, Schmidt 1997: 109).

Aus den oberirdischen Anlagen des Bergbaus, speziell den Altstandorten, Schlackehalden und Deponien, wurden und werden Schwermetalle in die Gewässer eingetragen (Schmidt et al. 1992, Schreck 1996, Klöck 1997, Schmidt 1997).⁵⁵⁵ Das begrenzte Ausmaß ihrer Irreversibilität lässt sich unter Inbetrachtung von Sanierungstechnologien nur für einzelne Stoffe und ggf. Standorte bestimmen. In den Sedimenten der angrenzenden Fließgewässer haben sich dadurch erhebliche Akkumulationen ergeben (Poggel 1995, Klöck 1997). Eine Sanierung der Sedimente wäre mit einer Remobilisierung verbunden (Klöck 1997), weshalb die Depositionen als irreversibel gelten müssen.

Die *Veränderung der hydrogeologischen und hydrologischen Verhältnisse* unterlag im Bezugsraum mehreren Einflussfaktoren. Bei der Subrosion handelt es sich um einen natürlichen Prozess der Salzauslagung im Untergrund. Sie führt im Bezugsraum zu einer anhaltenden Veränderung der geomorphologischen Verhältnisse (Schröder 1986, Bendel et al. 1970, 1997).⁵⁵⁶ Darüber hinaus scheint eine natürliche Abnahme der Abflussverhältnisse stattzufinden. Neuss (1995) geht – wie oben erwähnt - schon für die Zeit vor den bergbaulichen und industriellen Eingriffen ins Gewässernetz von einem schrumpfenden Gewässernetz und rückläufiger Wasserführung aus.

⁵⁵⁴ Theoretisch würde daraus in 1.350 Jahren eine vollständige Verlandung des Sees resultieren (Zinke 1993).

⁵⁵⁵ Nach Schmidt (1997: 111) besteht für die *Bergehalden* kein unmittelbarer stofflicher und räumlicher Zusammenhang zwischen der Schwermetallführung der Fließgewässer und den durch Oberflächenabfluss bedingten Emissionen.

⁵⁵⁶ Siehe Kap. 3.1.2.3 und 3.1.2.4.

Im Vergleich zu diesen natürlichen Prozessen hat der Bergbau zu künstlichen Verbindungen zwischen Grundwasserleitern (Kupferschieferbergbau; Spilker 1996, et al. 1999, Bendel 1997) bzw. zu deren Überbaggerung (Braunkohletagebau) geführt (Villwock 1999). In stofflicher Hinsicht kommen eine erhöhte Freisetzung von Schwermetallen und Salzen (Kupferschieferbergbau; vgl. Spilker et al. 1999) sowie eine verstärkte Oxidation in den Grundwasserleitern (Braunkohletagebau; Pyritverwitterung) hinzu.

Heutiger potenzieller natürlicher Zustand (hpnZ)

Bei einer Beendigung der anthropogenen Beeinflussung würden sich aus den Referenzverhältnissen und den irreversiblen Veränderungen langfristig theoretisch folgende potenzielle Verhältnisse einstellen: Überwiegend wäre von einem Wiedereinstellen der ursprünglichen Waldbedeckung auszugehen (vgl. MUN 1994, Runge et al. 1996, Otto et al. 1996).⁵⁵⁷ In den Niederungen der Flüsse und an den Seeufern ist mit sekundären Auenwäldern, Sümpfen und Röhrichten zu rechnen (Gries et al. 1996a,b).

Selbst auf den tiefendegradieren Schwarzerdeböden⁵⁵⁸ würde sich weitgehend geschlossener Wald einstellen und voraussichtlich nicht die für deren Entstehung maßgeblichen Steppenheiden. Auf den Halden ist von einer sehr langsam ablaufenden Sukzession zu lichten Birkenwäldern auszugehen (vgl. Schmidt 1997). Floristisch würde sich zumindest das von Weiss et al. (1998) für Mitte des 19. Jahrhunderts rekonstruierte Spektrum von 719 Arten im Seebecken des Salzigen Sees wieder einstellen können.

Die Bewaldung hätte gegenüber dem Status quo eine gedämpftere Abflusssdynamik zur Folge. Die morphologischen Verhältnisse der Fließgewässer würden nach der Beendigung von Beräumungsmaßnahmen und der Erosion von Uferbefestigungen in Bezug auf Querprofil, Uferstrukturen und Gewässerumfeld voraussichtlich annähernd zu den ursprünglichen Verhältnissen konvergieren (Gries et al. 1996 a,b). Im Gegensatz dazu ist durch die begradigungsbedingte Eintiefung der Gewässer für die Unterläufe der Flüsse nur eingeschränkt mit einer Laufentwicklung und einem Längsprofil zu rechnen, die den Verhältnissen vor der anthropogenen Überprägung der Landschaft entsprechen.

Die Strömungsverhältnisse und die stoffliche Zusammensetzung des Grundwassers blieben durch die Einflüsse des Bergbaus dauerhaft verändert (vgl. Spilker 1996, et al. 1999, Bendel 1997).⁵⁵⁹ Das hydraulische Gleichgewicht im Grundwasserhaushalt der Mansfelder Mulde ist bereits heute unter neuen Bedingungen⁵⁶⁰ wieder hergestellt (Spilker 1996). Im Bereich des Tagebaus Amsdorf würden sich nach Einstellen der Wasserhebung die verbliebenen Grundwasserleiter in einem neuen stationären Zustand eingestellt haben.

Die Wässer in der Mansfelder Mulde wären gegenüber den prämontanen Verhältnissen aufgrund anhaltender Auswaschungs- und Transportvorgänge durch höhere Schwermetallgehalte gekennzeichnet (ebd.). Die erhöhten Salzkonzentrationen würden allmählich

⁵⁵⁷ Siehe auch Tabelle 3-6.

⁵⁵⁸ Siehe Kap. 3.1.2.3.

⁵⁵⁹ Siehe auch Kap. 3.1.2.4.

⁵⁶⁰ Spilker et al. (1999) geben einen andauernden Wasserelexport von durchschnittlich 18 m³/min bzw. 0.3 m³/s aus dem Gebiet über den Schlüsselstollen in die Schlenze/Saale an. Außerdem würden nicht alle der verschwundenen Quellen, Teiche und Bäche (Neuss 1995) wieder auftreten.

auf Größenordnungen der geogenen Verhältnisse absinken.⁵⁶¹ Für die Grundwässer im Umfeld des Braunkohlentagebaus ist aufgrund der erhöhten Pyritverwitterung mit langfristig niedrigen pH-Werten zu rechnen. Der Nährstoff- und Schwebstoffeintrag in die Fließ- und Standgewässer des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen könnte ein Niveau vor dem Beginn der Landnutzung und der Besiedlung erreichen.

Natürlicher Grundwasserwiederanstieg würde zur Flutung des derzeit durch Pumpbetrieb trocken gehaltenen Beckens des Salzigen Sees führen. Die vorhandenen kleineren Seen gingen darin auf. Im wieder entstehenden Salzigen See würden sich mesohaline und mesotrophe Verhältnisse einstellen (Klapper & Scharf 1998). Im Bereich des Tagebaus Amsdorf käme es zur Bildung von Restlochseen. Ohne eine Flutung mit Oberflächenwasser wären sie langfristig durch niedrige pH-Werte und mesotrophe Verhältnisse gekennzeichnet. Der bereits bestehende Süße See könnte nach Abklingen der Nährstoffrücklösung aus dem Sediment ebenfalls einen mesotrophen Zustand erreichen (Hoehn et al. 1997a).

Für einen Wiederanstieg der Wasserstände auf die historischen Niveaus ist unter gleichbleibenden klimatischen Bedingungen nicht auszugehen, da Neuss (1995) den Rückgang der Abflussspende nicht auf anthropogene Einflüsse zurückführt. In Bezug auf das Regionalklima wäre nach den Szenarioanalysen von Klämt (1998) durch die Zunahme der Verdunstung mit einer Verschärfung der Wasserbilanz zu rechnen.⁵⁶² In allen Seen würde außerdem ein andauernder, gegenüber dem Status quo jedoch deutlich verlangsamter Verlandungsprozess stattfinden.

Restriktionen vorhandener Nutzungen

Für die Bestimmung des heutigen potenziellen natürlichen Zustands (hpnZ) wurde aus heuristischen Gründen von einer vollständigen Beendigung der anthropogenen Einflüsse auf den Wasserhaushalt ausgegangen. Diese wird für die reale Entwicklung des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen nicht in Frage kommen. Im Weiteren wird deshalb auf der Grundlage der wirkungsanalytischen Untersuchungen abgeschätzt, welche Restriktionen sich durch die vorhandenen Nutzungen in Bezug auf die Erreichung des hpnZ ergeben. Dazu wird sozusagen komplementär die Mindest-Umwelterheblichkeit der existierenden Nutzungen versucht abzuschätzen. Dass diesbezüglich ein erheblicher Ermessensspielraum besteht, ist evident.⁵⁶³ Bei der Aufstellung des Umweltqualitätszielkonzepts für den Bewirtschaftungsplan Salza erfolgte deshalb eine enge Abstimmung mit den Beteiligten.

Als wichtigste langfristige gesellschaftliche Nutzungen des Bezugsraums können derzeit gelten: Siedlungen und Verkehr, Landwirtschaft, Bergbau sowie Freizeit und Erholung. Die Siedlungs- und Verkehrsflächen bedingen eine dauerhafte Veränderung der Struktur von Einzugsgebieten. Dies führt zu einer graduellen Erhöhung des Oberflächenabflusses zu Lasten der Grundwasserneubildung. Die aktuellen Verhältnisse sind durch hohe Versiegelungsgrade und wenige dezentrale Rückhalteeinrichtungen als besonders umwelterheblich einzustufen. Eine unvermeidbare Beeinflussung der Abflussverhältnisse

⁵⁶¹ Bereits derzeit sind die Salzfrachten im Mittel schon wieder auf ein Zehntel im Vergleich zur aktiven Bergbauphase abgesunken (Spilker et al. 1999).

⁵⁶² Siehe Kap. 3.1.2.2.

⁵⁶³ Siehe Kap. 2.3.4.2.

ist deshalb geringer anzusetzen und auf der quantitativen Zielebene der Umweltqualitätsstandards genauer zu bestimmen.

In Bezug auf den Stoffhaushalt des Einzugsgebiets und der Fließ- und Standgewässer sind die Siedlungen insbesondere als Nährstoffemittenten relevant. Unter Berücksichtigung des technologischen State of the Art (v.a. P-Elimination, Keimbehandlung) ist eine deutliche, bei einer Ringkanalisation um die Seen eine nahezu vollständige Reduzierung dieser Einträge möglich. Von den Verkehrsflächen gehen die bekannten gewässerrelevanten Stoffemissionen, wie Reifenabrieb, Streusalz etc. (vgl. Brunner 1977) aus. Diesbezüglich bestehen durch biologische Rückhaltereinrichtungen (z.B. constructed wetlands) ebenfalls weitgehende Reduktionspotenziale (vgl. z.B. Campbell & Ogden 2004). Eine Wiederherstellung naturbetonter Uferbereiche an Fließ- und Standgewässern durch Rückbaumaßnahmen wird im Bereich vorhandener Siedlungs- und Verkehrsflächen nur eingeschränkt möglich sein.

In Anbetracht der besonders ertragreichen Lössstandorte, die als Vorranggebiete für die Landwirtschaft ausgewiesen sind, ist im Bezugsraum auf großen Flächen von einer intensiven ackerbaulichen Nutzung auszugehen.⁵⁶⁴ Als maximal zulässige Umwelterheblichkeit kann in jedem Fall eine Bewirtschaftung nach den Grundsätzen einer „guten fachliche Praxis“ (BMVEL 2005) gelten. Darüber hinaus sind Bewirtschaftungsmöglichkeiten bekannt, die bezüglich der für den Gewässerschutz relevanten Stoffeinträge zu einer weitergehenden Verringerung der Umwelterheblichkeit führen. Hierzu gehören u.a. pfluglose Bodenbearbeitung, Erosionsschutzstreifen etc.

Die besondere stoffliche Sensitivität der Mansfelder Seen erfordert, dass für landwirtschaftliche Flächen in Abhängigkeit von ihrer Eintragswirksamkeit nur eine Umwelterheblichkeit anerkannt werden sollte, die geringer ist als die bei der Anwendung der „guten fachlichen Praxis“. Maßgaben hierzu sollten aus dem potenziell natürlichen Stoffhaushalt der Fließ- und Standgewässer abgeleitet werden.

Nach der Einstellung des Kupferschieferbergbaus sind dessen aktive Umwelteinwirkungen nahezu vollständig zurückgegangen. Die anhaltenden Stoffausträge sind deshalb zuvor als weitgehend irreversible anthropogene Veränderungen eingestuft worden. Allerdings bestehen im Hinblick auf die Entwässerung von Altstandorten, Halden und Deponien begrenzte Sanierungspotenziale (vgl. z.B. Schmidt 1997). Die sich daraus ergebende Mindest-Umwelterheblichkeit gilt es auf der Ebene der Umweltqualitätsstandards zu spezifizieren. Die bereits genehmigte Weiterführung des Braunkohlentagebaus Amsdorf ist ebenfalls als Restriktion einzubeziehen. Für dieses Vorhaben ist von einer gesonderten Prüfung der Umweltverträglichkeit auszugehen, die mit den Erkenntnissen aus dem Bewirtschaftungsplan abgestimmt werden sollte.⁵⁶⁵

Erhaltung nutzungsgeschichtlicher Besonderheiten der naturogenen Umwelt

Der Bezugsraum weist einige nutzungsbedingte Besonderheiten der naturogenen Umwelt auf. Hierzu gehören beispielsweise kleinräumige Weinbergsrelikte am südexponierten, steilabfallenden Hang des Süßen Sees. Diese spielen für eine umfassende Land-

⁵⁶⁴ Siehe Kap. 3.1.2.3 und 3.1.2.6.

⁵⁶⁵ Theoretisch wäre dadurch eine Modifikation des Abbauvorhabens denkbar, die dann wiederum eine Anpassung des Leitbildes mit sich bringen würde.

schaftsentwicklung eine Rolle. Für das wasserhaushaltliche Management des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen sind keine entsprechenden nutzungsbedingten Besonderheiten bekannt.

Leitbild der Umweltqualität für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

Vor dem Hintergrund der dargestellten Begründungszusammenhänge wurde vom Verfasser der Entwurf eines gesamtträumlichen und themenübergreifenden Leitbilds der Umweltqualität erstellt (Schanze 1997: 10f.) und im Zuge der Beteiligung der Öffentlichkeit modifiziert und festgelegt (RP Halle 2001: 27-28).⁵⁶⁶ Die endgültige Fassung enthält Tabelle 3-13. Lediglich der formale Hinweis auf die im Gesetz über den Landesentwicklungsplan des Landes Sachsen-Anhalt (LEP-LSA) i.d.F. vom 18. Juni 1999 festgelegte Wiederherstellung des Salzigen Sees als Vorranggebiet für Natur und Landschaft XVII wurde aus systematischen Gründen für die Darstellung in dieser Arbeit herausgenommen. Aus demselben Gesichtspunkt erfolgte die Streichung einer Passage zu den nutzungsbedingten Einwirkungen.⁵⁶⁷ Sie war 1996/97 aufgrund mangelnder Erkenntnisse zu den stoffhaushaltlichen Wirkungszusammenhängen vorsorglich als emissionsbezogene Formulierung aufgenommen worden.

Die sprachliche Gestaltung des Leitbildes orientiert sich an den Formulierungsweisen von Zielen und Grundsätzen der Raumordnung und Landesplanung. So finden insbesondere das imperative Hilfsverb „sollen“ oder die ebenfalls imperativen Formulierungen „sind zu“ oder „gilt es“ Verwendung. Eine Ausnahme ergab sich im Hinblick auf die naturbezogene Erholung am Süßen See. Von den Beteiligten wurde die Aufnahme dieses Aspekts gefordert, obwohl es sich hierbei nicht um ein Gewässerkompartiment, sondern um eine – wenn auch sehr sensitive – Nutzung handelt. Wegen dieses kategorialen Unterschieds wird in dem entsprechenden Satz „sollte“ verwendet.

Tabelle 3-13: Leitbild der Umweltqualität für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

Für die Gewässer im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen soll eine *Erhaltung der wenigen verbliebenen naturbetonten Fließgewässer- und Uferabschnitte, überwiegend jedoch eine Sanierung und Entwicklung beeinträchtigter Abschnitte zur Wiederherstellung naturraumtypischer Gewässerfunktionen* erfolgen. Neben den vorhandenen Fließgewässern und dem Süßen See gilt dies auch für die Wiederenstehung des Salzigen Sees.*

Der anzustrebende Zustand der Fließgewässer soll außerhalb von Siedlungen, soweit aufgrund wasserbaulicher Anforderungen möglich, einen *frei in den Auen mäandrierenden Verlauf* und ein *landschaftlich bedingtes Abflussgeschehen mit hoher Rückhaltewirkung* aufweisen. Der Abfluss soll in einem weitestgehend *natürlichen Jahresgang* erfolgen. Voraussetzung hierfür ist vor allem die Steigerung der flächenhaften Rückhaltung in den Einzugsgebieten. Technisch ausgebaute Fließgewäs-

⁵⁶⁶ Wie in Kapitel 2.3.4.2 wissenschaftstheoretisch begründet, können Festlegungen zur Umweltqualität nur gesellschaftlich erfolgen. Im Fallbeispiel Salza wurde der gutachterliche Entwurf nur geringfügig, zumeist in Bezug auf Formulierungen geändert.

⁵⁶⁷ „Nutzungsbedingte Einwirkungen auf die Seen sind künftig nur insoweit zuzulassen, als sie eine den *Stand der Technik* (v.a. Siedlungswasserwirtschaft, Bergbau) bzw. einer *guten fachlichen Praxis* (Land- und Forstwirtschaft) entsprechende Umwelterheblichkeit nicht übersteigen“ (Hervorhebungen i. Original).

serabschnitte sind in ihrer *Lebensraumfunktion* wieder herzustellen und die *ökologische Durchgängigkeit* von Kreuzungsbauwerken erheblich zu verbessern. An den Gewässerufeln und im Gewässerumfeld soll zumindest in der freien Landschaft eine *natürliche Eigenentwicklung von Tier- und Pflanzengemeinschaften* auf ausreichend breiten Streifen (*Gewässerschonstreifen*) zugelassen werden. Auf diese Weise gilt es u. a. auch die *Feststoffführung der Gewässer auf ein den ursprünglichen Verhältnissen angenähertes Maß zu reduzieren*. Zugleich soll mit der zunehmenden ökologischen Reife der Ufervegetation zumindest in Gewässernähe eine *Aufwertung des weithin ausgeräumten Landschaftsbildes* verbunden sein.

Die *physikalisch-chemische Beschaffenheit der Fließ- und Standgewässer* soll soweit saniert werden, dass eine *dauerhafte Stabilisierung des Süßen und des wieder entstehenden Salzigen Sees* gegeben ist. Stoffhaushalt und Struktur der Seen sollen den naturraumtypischen und seenspezifischen Gegebenheiten entsprechende Ausprägungen aufweisen.** Die Wasserqualität der neu entstehenden Tagebaurestseen Amsdorf soll eine dauerhafte ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässer sowie deren vielfältige Nutzbarkeit zulassen. Das im bergbaulichen Auswirkungsbereich gelegene Vorflutsystem ist so zu regulieren, dass es ohne dauerhafte erhebliche Aufwendungen seine Funktionen im Naturhaushalt übernehmen kann.

Die Verbesserung der Gewässergüte soll die Bedingungen für eine Sicherung, vor allem aber eine *Wiederbesiedlung durch die naturraumtypische Pflanzen- und Tierwelt* schaffen. Die wenigen erhaltenen Lebensräume in und an den Fließ- und Standgewässern sind zu sichern und zu entwickeln. Die vorkommenden Populationen sind zu stabilisieren und die *Gewässer zu Vernetzungsstrukturen* für eine Wiederausbreitung von Pflanzen und Tieren in der überwiegend sehr ausgeräumten Landschaft zu *entwickeln*. Am *Süßen See* sollen die vorhandenen naturnahen Bereiche entwickelt und gegenüber nutzungsbedingten Beeinträchtigungen (u.a. Bootsverkehr, Angeln, Baden) gesichert werden. Gleiches soll für Röhrichte gelten, die wegen ihrer Bedeutung als Lebensraum, aber auch zur Stabilisierung der Seen (Gewässerbeschaffenheit, Ufersicherung) auszuweiten sind.

Im Rahmen der genannten hydrologischen und ökologischen Anforderungen sollte der Süße See für die *naturbezogene Erholung* zur Verfügung stehen können. Die damit verbundenen speziellen Ansprüche an die Wasserbeschaffenheit sind bei der Sanierung und Entwicklung seines Einzugsgebiets zu berücksichtigen. Der wieder entstehende *Salzige See* soll *vorrangig der Erhaltung und Entwicklung von Natur und Landschaft* dienen. Aktuell oder potenziell empfindliche Bereiche sind von Einrichtungen für die Erholung auszusparen.

Der durch den Kupferschieferbergbau und Braunkohlentagebau sowie die Trockenlegung des Salzigen Sees stark veränderte *Grundwasserhaushalt soll schrittweise in ein sich selbst regulierendes Regime überführt werden*. Die hydrologischen und hydrogeologischen Auswirkungen der Grundwasserhebung durch den weitergeführten Tagebau Amsdorf sind so gering wie möglich zu halten. Bei der Entwicklung der Bergbaufolgelandschaft und der geplanten Flutung der Restseen sind *Beeinträchtigungen der Vorfluter zu vermeiden und dauerhafte Veränderungen der Grundwasserdynamik weitestgehend auszuschließen*. Altlastenstandorte sind vorsorgeorientiert so zu sanieren, dass von ihnen dauerhaft keine Beeinträchtigungen der Grund- und Oberflächenwasserqualität ausgehen. Wegen der insgesamt geringen Grundwasserneubildungsrate im Gebiet sollen zur langfristig weitestgehenden Wiederherstellung des durch den Bergbau veränderten Grundwasserregimes die Grundwasserneubildung gefördert und Stoffeinträge (v.a. aus Landwirtschaft und Bergbau) ins Grundwasser vermieden werden. Jegliche Art von Nutzung in Trinkwasserschutzgebieten ist in besonderer Weise auf die spezifischen Anforderungen des Grundwasserschutzes abzustimmen.

* Gemäß Gesetz über den Landesentwicklungsplan des Landes Sachsen-Anhalt (LEP-LSA) i.d.F. v. 18. Juni 1999.

** Nutzungsbedingte Einwirkungen auf die Seen sind künftig nur insoweit zuzulassen, als sie eine dem Stand der Technik (v.a. Siedlungswasserwirtschaft, Bergbau) bzw. eine der guten fachlichen Praxis (Land- und Forstforstwirtschaft) entsprechende Umwelterheblichkeit nicht übersteigen.

3.4.3 Umweltqualitätsziele

Als Bindeglied zwischen dem gesamträumlichen und themenübergreifenden Leitbild und den partiellen Umweltqualitätsstandards sind im Rahmen des Bewirtschaftungsplans Salza für die Gewässerkompartimente⁵⁶⁸ Umweltqualitätsziele formuliert worden. Sie geben in allgemeinverständlicher Form an, welcher Zustand der naturogenen Umwelt sich bezogen auf bestimmte Gewässerkompartimente einstellen soll. Ihre Begründung orientiert sich an der Begründung des Leitbildes. Außerdem wird auf relevante Regelungen der Leitlinien explizit Bezug genommen.

Gegenüber dem Leitbild nimmt insbesondere bei der Begründung der Grad der inhaltlichen und räumlichen Konkretisierung in Bezug auf die Verhältnisse im Bezugsraum zu. Die Ziele sind inhaltlich hinreichend breit formuliert, um Zusammenhänge mit abzudecken, die von den sehr partiell ausgerichteten Umweltqualitätsstandards nicht erfasst werden.⁵⁶⁹

In Bezug auf die nach dem wirkungsanalytischen (Teil-)Systemmodell für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen betrachteten Gewässerkompartimente wurden 7 Umweltqualitätsziele aufgestellt (RP Halle 2001: 28-29). Eine Übersicht dazu enthält Tabelle 3-14. Eng zusammenhängende Gewässerkompartimente werden beim Bewirtschaftungsplan Salza aus Gründen einer kompakten Artikulationsmöglichkeit mit der beteiligten Öffentlichkeit zusammenfassend behandelt.

Die Umweltqualitätsziele des Bewirtschaftungsplans Salza werden im Folgenden durch eine beispielhafte Begründung des Umweltqualitätsziels für das Gewässerkompartiment „Morphologie der Fließgewässer“ sowie eine Zusammenstellung sämtlicher Umweltqualitätsziele für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen dokumentiert. Bei der Begründung sind diejenigen Passagen kursiv hervorgehoben, die unmittelbar aus dem Leitbild übernommen und spezifiziert worden sind.

Beispiel: Begründung des Umweltqualitätsziels „Morphologie der Fließgewässer“

Nach dem Leitbild der Umweltqualität geht es um die weitestgehende Wiederherstellung der *vielfältigen naturraumtypischen Gewässerfunktionen*, wie die Selbstreinigungskraft, die Lebensraumfunktion für Pflanzen und Tiere sowie die visuell-ästhetische Bereicherung des Landschaftsbildes (vgl. § 2 (3) WG LSA). Hierzu ist es erforderlich, die nahezu vollständig anthropogen überformte Struktur der Gewässer rückzubauen und die ökologische Durchgängigkeit wieder herzustellen und zu erhalten.

Eine an den ursprünglichen natürlichen Verhältnissen ausgerichtete Rehabilitation ist vor allem *außerhalb der Siedlungen* möglich. Sie umfasst die Überführung der Längs- und Querverbauung, der Sohlenstruktur sowie der Uferstruktur in einen naturbetonten

⁵⁶⁸ Analog zur wirkungsanalytischen Dimension wurden im offiziellen Verfahren des Bewirtschaftungsplans Salza teilweise geringfügig abweichende Bezeichnungen der Gewässerkompartimente verwendet. Aus Gründen der Kohärenz sind diese im Folgenden auf die Terminologie des Kap. 2.4.3.1 angepasst worden.

⁵⁶⁹ Siehe Kap. 2.3.4.2.

Tabelle 3-14: Umweltqualitätsziele für Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

<p><u>1. Morphologie der Fließgewässer</u></p> <p>In freier Landschaft durchweg naturbetonte Gewässerläufe und Auen, sofern zur Wiederherstellung der naturraumtypischen Gewässerfunktionen möglich; Sicherung der wenigen naturnahen Abschnitte; ökologische Durchgängigkeit (Passierbarkeit für Fische und andere Fließgewässerarten) des gesamten Gewässersystems</p> <p><u>2. Abflussdynamik der Fließgewässer und Wasserhaushalt der Standgewässer</u></p> <p>Stabilisierung der Abflussverhältnisse in Anlehnung an natürlichen Jahresgang - Vermeidung von nutzungsbedingten Hochwasserspitzen, Ausuferung in naturbetonte Überschwemmungsgebiete und Gewährleistung ökologisch begründeter Mindestabflüsse; Standgewässer mit naturraumtypischen und gewässerspezifischen Wasserbilanzen, Wasserständen und Abflüssen in die Fließgewässer unterstrom</p> <p><u>3. Stoffhaushalt der Fließgewässer</u></p> <p>Nutzungsbedingt maximal geringfügig erhöhte naturräumliche Stoffkonzentrationen/-frachten (unter Berücksichtigung des natürlichen Jahresgangs; keine toxischen Belastungen) zur Wiederherstellung der güteabhängigen Gewässerfunktionen und zur nachhaltigen Stabilisierung unterstrom liegender Standgewässer</p> <p><u>4. Organismen der Fließ- und Standgewässer / Morphologie der Standgewässer</u></p> <p>Gewässerumfeld mit naturbetonter Vegetation entlang der überwiegenden Uferlinie; Vermeidung von nutzungsbedingten Gewässerbeeinträchtigungen durch geeignete Mindestabstände oder konfliktarme Standorte; Besiedelbarkeit des Gewässergrundes für (benthische) Organismen und Wasserpflanzen</p> <p><u>6. Stoffhaushalt der Standgewässer</u></p> <p>Dauerhafte Stabilisierung des Stoffhaushalts der Standgewässer zur Gewährleistung der natürlichen Gewässerfunktionen und der darauf abgestimmten Nutzungsansprüche</p> <p><u>7. Grundwasserhaushalt und Stoffhaushalt des Grundwassers</u></p> <p>Nachsorgefreies, selbstregulierendes Grundwasserregime mit naturraumspezifisch maximaler Grundwasserneubildung und bestmöglicher* Beschaffenheit; Minimum an Beeinträchtigungen infolge vorhandener Kontaminationen aus Altlasten, Bergbau und Landwirtschaft</p>

* Der weitgefaste Begriff trägt der erheblichen Vorbelastung des Grundwassers im Bezugsraum Rechnung.

Zustand. Soweit möglich gehört dazu weiterhin *eine in den Auen sich frei einstellende Laufentwicklung*, durch die sich eine geschwungene Linienführung bei gestrecktem Grundmuster einstellen wird (Gries et al. 1996 a, b). Hiervon ausgenommen sind die aufgrund von Änderungen im Einzugsgebiet zur Sicherung von Gewässerfunktionen irreversibel ausgebaute Fließstrecken, wie z.B. Abschnitte der Bösen Sieben (Versinkungsstrecke), der Glume (Haldenpassage) und des Wilden Grabens (Dammlage im Bereich Fauler See).

Die Wiederherstellung einer naturbetonten Gewässermorphologie erstreckt sich schließlich bis auf die Entwicklung ausreichend breiter Streifen mit einer natürlichen Sukzession im Anschluss an die Ufer (*Gewässerschonstreifen*). Die sich aufgrund der naturräum-

lichen Bedingungen überwiegend einstellenden Gehölzstreifen mit randlichen Gras- und Krautfluren dienen der Förderung der Wasserqualität (Beschattung, Minderung flächenhaft übertretender Stoffeinträge etc.), der Verbesserung der Lebensraumbedingungen für Pflanzen und Tiere sowie dem Landschaftsbild in den Talräumen.

In den Ortslagen sind dem Rückbau der Gewässer unter Berücksichtigung der bestehenden Bebauung sowie aus Gründen des schadfreien Abflusses von Starkniederschlagsereignissen enge Grenzen gesetzt. Dennoch bestehen gerade im Hinblick auf die *ökologische Durchgängigkeit* der Gewässer für Fische und Makrozoobenthos auch hier die Möglichkeiten einer Renaturierung. Allem voran gilt dies für Querbauwerke, deren Überwindbarkeit für Gewässerorganismen im gesamten Bezugsraum des Bewirtschaftungsplans wesentlich verbessert werden kann. Dies gilt es auch bei den wasserbaulichen Maßnahmen in der freien Landschaft zu beachten.

An den wenigen naturnahen Gewässerabschnitten sollte die Erhaltung und Sicherung ihres Zustands im Vordergrund stehen (vgl. § 2 (1) 15 NatSchG LSA). Solche Abschnitte sind nach Gries et al. (1996 a, b) insbesondere:

- Vietzbach
- Dippelsbach
- Kliebigsbach
- kompletter Lauf des Sandtalbachs
- Teilabschnitte der Querne oberhalb Lodersleben
- Oberlauf des Kriebuschbaches
- kurzer Abschnitt des Weitzschker Baches kurz vor Einmündung in die Weida
- kurzer Abschnitt der Weida zwischen Obhausen und Esperstedt.

Für sämtliche Gewässer soll – mit Ausnahme der vorübergehenden Auswirkungen von Rückbaumaßnahmen – keine Verschlechterung der Gewässerstrukturgüte zugelassen werden. Als Umweltqualitätsziel wird formuliert: *"In freier Landschaft durchweg naturbentonte Gewässerläufe und Auen, sofern zur Wiederherstellung der naturraumtypischen Gewässerfunktionen möglich;⁵⁷⁰ Sicherung der wenigen naturnahen Abschnitte; ökologische Durchgängigkeit (Passierbarkeit für Fische und andere Fließgewässerarten) des gesamten Gewässersystems"*.

3.4.4 Umweltqualitätsstandards

Aus dem Leitbild der Umweltqualität und den Umweltqualitätszielen wurden für die Indikatoren der (Teil-)Systemmodelle unter Einbeziehung regionaler Untersuchungen, der Zielvorgaben und Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) sowie nationaler und europäischer Leitlinien⁵⁷¹ Zielkriterien vorgeschlagen. Danach erfolgte die in Kapitel 3.4 erläuterte Abstimmung mit der beteiligten Öffentlichkeit. Alle Umweltqualitätsstandards wurden schließlich wie das Leitbild und die Umweltqualitätsziele in

⁵⁷⁰ Gegenüber dem Bewirtschaftungsplan Salza wurden hier zwei Modifikationen vorgenommen: Verwendung des zutreffenderen Begriffs „Wiederherstellung“ statt „Aufrechterhaltung“ sowie Einfügung des im Leitbild verwendeten Wortes „naturraumtypisch“.

⁵⁷¹ Siehe Kap. 3.4.1.

den Bewirtschaftungsplan Salza übernommen. Die folgenden Darstellungen umfassen ausgewählte umweltwissenschaftliche Begründungen und eine vollständige Zusammenstellung der Umweltqualitätsstandards für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen.

Im Hinblick auf die Begründungen wurde bei den Leitlinien davon ausgegangen, dass ihnen geeignete Untersuchungen zugrunde liegen. Eine Prüfung beschränkte sich deshalb auf solche Indikatoren, die im Allgemeinen geogen nennenswert variieren und die im Besonderen im Bezugsraum potenziell spezifische Ausprägungen bzw. maximal erreichbare Größenordnungen erwarten lassen. Für alle übrigen Indikatoren sind durch den Verfasser (Schanze 1997⁵⁷²) gebiets- und problemspezifische Begründungen erarbeitet worden. Hierbei wurden alle Teilprojekte der Grundlagenarbeit für den Bewirtschaftungsplan Salza ausgewertet.

3.4.4.1 Ausgewählte Begründungen

Die Begründung der gebietsbezogenen Umweltqualitätsstandards für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen stützt sich generell auf die grundlegenden Erkenntnisse aus der Begründung des Leitbilds. Seine zeitlich retrospektiven Bezüge folgen deshalb den Schritten und inhaltlichen Erkenntnissen der Entwicklung des Leitbilds. Räumliche Bezüge, also Referenzen mit rezent naturnahen Gewässerabschnitten und Teileinzugsgebieten, werden zunächst aus dem Kontext der Genese des Einzugsgebiets geprüft und danach gegebenenfalls ergänzend einbezogen. Für die Bezugnahme auf bestimmte Schritte der Begründung des Leitbildes oder eine zeitliche oder räumliche Referenz war im Einzelfall die Verfügbarkeit von Daten oder Literaturangaben ausschlaggebend.⁵⁷³

Für den Detaillierungsgrad der Zielkriterien spielt weiterhin die Längszonierung⁵⁷⁴ (Gunkel 1996: 127; vgl. auch Niehof 1996) und der Natürlichkeitsgrad (Haber 1993: 72f.; vgl. auch Westhoff 1968, Mauch 1990) eine Rolle. Im Bezugsraum reicht die Forellenregion von den Quellgebieten bis zu den Einläufen in die Seen (Zupke 1997).⁵⁷⁵ Allerdings weist die anthropogene Überprägung vor den ersten Siedlungen im Westen des Einzugsgebiets eine nennenswerte Gradienten auf. Aus diesem Grund werden die naturbetonten *Oberläufe* der Hauptflüsse Böse Sieben (TEZG Süßer See) und Querne-Weida (TEZG Salziger See) von den *übrigen Fließgewässerabschnitten* räumlich abgegrenzt.

Beiden Gewässerkategorien sind teilweise unterschiedliche Zielkriterien zugewiesen worden. Dies galt insbesondere bei der Verwendung von Zielkriterien aus den Zielvorgaben und Empfehlungen der LAWA (1998b,c,e). Dort sind Güteklassen mit unterschiedlichen Wertebereichen angegeben. Entsprechend den einzelfachlichen Grundsätzen des Gewässerschutzes im Landesentwicklungsplan des Landes Sachsen-Anhalt (LEP LSA) wurden für die Oberläufe zur Vermeidung einer Verschlechterung des Gewässerzustands die Wertebereiche der biologischen und chemischen Güteklassen I-II als dauerhaft umweltgerecht eingestuft. Für alle übrigen Fließgewässerabschnitte ist die Erreichung der biologischen und chemischen Güteklassen II vorgegeben.

⁵⁷² (einschl. Fortschreibung vor dem Hintergrund neuer fachlicher Regelwerke und Empfehlungen)

⁵⁷³ Bei der Begründung von Beschaffenheitsparametern wird einerseits auf Zustände vor der menschlichen Besiedlung Bezug genommen (z.B. pH-Wert). Andererseits erfolgt eine Einschätzung von Verhältnissen unter Berücksichtigung der Restriktionen vorhandener Nutzungen (z.B. Phosphor).

⁵⁷⁴ Weitere Zonierungsdimensionen siehe bei Borchardt (1998: 123f.).

⁵⁷⁵ Siehe unter „Organismen der Fließ- und Standgewässer“.

Bezüglich der Morphologie der Fließgewässer sind weitere Differenzierungen der Fließgewässerabschnitte vorgenommen worden. Auf diese Weise ist bereits 1996/97 eine Kategorisierung erfolgt, die mittlerweile in Artikel 4 (1) a (ii) WRRL als „künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper“ bezeichnet wird.

Die Angabe der Zielkriterien als Einzelwerte oder Wertebereiche bezieht sich auf Ausprägungen von Indikatoren. Die Methoden zu ihrer Bestimmung, welche für die Festlegung und Überprüfung von Umweltqualitätsstandards von zentraler Bedeutung ist, sind in Kapitel 3.1.3.3 kursorisch angegeben worden. Soweit erforderlich, werden bei den nachfolgenden Begründungen ergänzende Hinweise zur Erfassung der Indikatoren gegeben. Speziell im Bereich der Stoffanalytik kann auf ein umfangreiches Regelwerk der Analytik⁵⁷⁶ verwiesen werden (vgl. Hütter 1992). Darüber hinaus sind je nach Datenlage auch emissionsseitige und verbal-argumentativ „relative“ (Kerner 1994: 108) Zielkriterien aufgenommen worden.

Die Auswahl der Begründungen beschränkt sich auf die speziell für den Bezugsraum abgeleiteten Zielkriterien. Genannt werden Begründungen (i) zur Formulierung von Umweltqualitätsstandards von gebiets- und problemspezifischen Indikatoren, (ii) zur modifizierten Anwendung der fachlichen Empfehlungen der LAWA oder (iii) zur Übernahme der LAWA-Werte aus Gründen eines einheitlichen wasserbehördlichen Vollzugs⁵⁷⁷ trotz abweichender regionaler Anforderungen. Die Darstellung der Begründungen ist wiederum nach den Gewässerkompartimenten gegliedert. Vereinfachend werden nur die Referenzbedingungen und zusammenfassend die Bedingungen für die Formulierung der Umweltqualitätsstandards angegeben. Für eine vertiefende Herleitung sind die angegebenen Quellen mit einzubeziehen. Soweit nicht anderslautend angegeben, gelten die Standards für sämtliche Gewässer im Bezugsraum.

Morphologie der Fließgewässer

Die Formulierung der Umweltqualitätsstandards orientiert sich an den Hauptparametern der Strukturgüte Laufentwicklung, Längsprofil, Querprofil, Sohlenstruktur, Uferstruktur und Gewässerumfeld der LAWA (1998a, 2000a: 9).⁵⁷⁸ Durch die parallele Entwicklung des Kartierungsverfahrens auf Länder- und Bundesebene musste ein geringfügig modifizierter, gemeinsamer Kartierungsschlüssel erstellt werden (Schanze 1999, Anlage 13).

Die Begründung wird beispielhaft anhand des Hauptparameters Laufentwicklung dargelegt. Analoge Angaben für die übrigen Parameter enthält Schanze (1999), die Umweltqualitätsstandards sämtlicher Hauptparameter Kapitel 3.4.4.2.

Laufentwicklung (Linienführung)

Der Hauptparameter Laufentwicklung⁵⁷⁹ beschreibt die allgemeine Form des Gewässerlaufs mit seinen Differenzierungen und Veränderungen und wird aus den Einzelparametern

⁵⁷⁶ DIN (u.a. 38414), LAWA (1993, 1998b,e, 2000), DVWK (1994).

⁵⁷⁷ (Vermeidung einer Unterschreitung der bundesweiten Mindestanforderungen)

⁵⁷⁸ Siehe Hinweise zur Entwicklung des Kartierungsverfahrens parallel zur Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza in Kap. 3.3.2.1.

⁵⁷⁹ Äquivalent wird auch der Begriff „Linienführung“ verwendet.

tern Laufkrümmung, Längsbänke, besondere Laufstrukturen (Inseln, Verzweigungen, Treibholzansammlungen etc.), Krümmungserosion, Profiltiefe und Uferbau gebildet (LAWA 2000a: Anlage 2, 29).

Referenzverhältnisse: Von Gries et al. (1996 a, b) wurde der vermutlich natürliche Zustand der Teileinzugsgebiete Böse Sieben und Querne-Weida anhand der preußischen Landesaufnahme Mitte des 19. Jahrhunderts rekonstruiert. Danach hatten die Fließgewässer in beiden Teileinzugsgebieten eine geschwungene Linienführung bei gestrecktem Grundmuster. Das Verhältnis Fließlänge zu Tallänge betrug im Teileinzugsgebiet des Süßen Sees 1,3 bis 1,2 : 1, im Teileinzugsgebiet der Querne-Weida 1,2 : 1. Schlingenbildung und ausholende Krümmungen kamen kaum vor.

Bei diesen Aussagen ist allerdings zu berücksichtigen, dass sich der Referenzzeitpunkt auf eine Zeit bezieht, zu der bereits wesentliche Veränderungen am Gewässersystem des Gebiets erfolgt waren. Als Beispiel sei hier der ehemalige Faule See genannt, der bereits im 12. Jahrhundert von Friesen melioriert wurde (Zinke 1993, Neuss 1995). Im natürlichen Zustand besaßen die Fließgewässer die Fähigkeit, durch Erosion und Sedimentation den Gewässerverlauf innerhalb des Talraums zu verlagern sowie Ufer und Aue völlig umzugestalten.

Irreversible Veränderungen/Restriktionen: Wesentliche Veränderungen, die einer freien Fließgewässerentwicklung auf absehbare Zeit unumkehrbar entgegenstehen, sind die Gewässerabschnitte innerhalb von Siedlungen. Zwangspunkte stellen außerdem Straßen- und Eisenbahnbrücken dar, zwischen denen nur eine eingeschränkte Entwicklung möglich ist. Im Eislebener Gebiet wird der Gewässerlauf häufig durch benachbarte Halden vorgegeben. Das Gebiet des ehemaligen Faulen Sees ist mittlerweile bebaut. Die in diesem Bereich verlaufenden Flüsse und Bäche Böse Sieben, Glume und Wilder Graben sind in ein auf Dämmen verlaufendes Bett eingeeengt, da sonst das ehemalige Seebecken überflutet würde. Der ebenfalls gestreckt verlaufende Mittelgraben wird bei Flutung des Salzigen Sees verschwinden.

Aufgrund von Auslaugungserscheinungen im Untergrund der Bösen Sieben im Bereich Wimmelburg kommt es über die nur mäßig dichtende Sohle zu Wasserversinkungen (Herold 1998). Ohne die abschnittsweise vorgenommene Abdichtung würden neben erheblichen Abflussverlusten für das weitere Gewässer außerdem starke Vernässungserscheinungen in der Lutherstadt Eisleben auftreten (Gries et al. 1996 a, b). Demzufolge ist auch auf diesem und darüber hinaus zu dichtenden Abschnitten die Linienführung vorgegeben.

Umweltqualitätsstandards: Basierend auf der Klassifikation der LAWA (1998a, 2000a) und der Datengrundlage nach Schanze (1999) sollen für die Fließgewässer mindestens die folgenden Güteklassen der Laufentwicklung erreicht werden:

- Die *Abschnitte mit den wenigsten Zwangspunkten hinsichtlich der Laufentwicklung* bestehen im Teileinzugsgebiet der Querne oberhalb Lodersleben, am Kriebuschbach westlich der Kreisstraße (abgesehen von zwei Eisenbahnquerungen), Dippels-, Vietz- (unterhalb Annarode) und Kliebigsbach oberhalb der Ortslagen (mit Ausnahme des Zwangspunktes Eisenbahnunterführung), Freßbach zwischen Oberrißdorf und Freßmühle, Kuhschluchtbach zwischen Bischoferode und der Eisenbahnlinie sowie am Nonnengrundbach bis zur Eisenbahnlinie. Diese Abschnitte sollen bezüglich der Laufentwicklung mindestens die „Klasse 2“ erreichen.

- Bei *allen weiteren, außerhalb von Siedlungen liegenden Abschnitten*, außer den in anderen Gruppen explizit erwähnten, wird die „Klasse 3“ angestrebt. Eine Laufführung soll nur noch vor Zwangspunkten (Brücken, Durchlässen) erfolgen.
- Für die *innerhalb der Ortschaften liegenden Abschnitte* wird differenziert, ob die gegenwärtige Bebauung überwiegend bereits am Ufer des Gewässers verläuft oder ob weitgehend ein Abstand gehalten wurde. In letzterem Fall soll langfristig die „Klasse 4“ erreicht werden. Dies trifft auf die Ortslagen Obhausen, Esperstedt, Stedten, Röblingen, Farnstädt, Schafsee (EZG Querne-Weida) zu.
- In den *anderen Ortslagen*, bis auf die Innenstadtbereiche von Querfurt und Eisleben, wo der Gewässerlauf durch die Bebauung vollkommen vorgegeben ist, wird wenigstens die „Klasse 5“ angestrebt.
- Aufgrund der auch künstlichen Gewässerführung im *Bereich des Faulen Sees und der Abdichtung der Bösen Sieben unterhalb Wimmelburg* sowie in den Innenstadtbereichen von Querfurt und Eisleben ist eine Verbesserung der „Klasse 7“ hinsichtlich der Laufentwicklung nicht möglich.

Im Gegensatz zu einer pauschalen Festlegung der anzustrebenden Strukturgüteklasse wird mit dieser Differenzierung den Gebietsverhältnissen in einer hohen räumlichen Auflösung Rechnung getragen. Hierdurch werden Zielkriterien vermieden, die aufgrund realer Restriktionen nicht erreichbar sind.

Abflusssdynamik der Fließgewässer; Wasserhaushalt der Standgewässer

Für die Abflusssdynamik existieren bisher noch keine Verfahren zur Bestimmung der „Hydrologischen Güte“, sondern lediglich erste diesbezügliche Ansätze (Leibundgut & Hildebrand 1999: 52). Hierzu gehören insbesondere statistische Analysen nach dem Verfahren Indicators of Hydrologic Alteration (IHA) (Richter et al. 1996, 1999), bei dem durch Anwendung des sogenannten Range of Variability Approach (RVA) die Veränderungen der IHA-Parameter zwischen Referenzverhältnissen und Status quo untersucht werden können (Leibundgut & Hildebrand 1999). Für den Untersuchungsraum mussten deshalb überwiegend qualitative Abschätzungen vorgenommen und darauf aufbauende Umweltqualitätsstandards festgelegt werden.

Abflusssdynamik

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Die Abflusssdynamik von Einzugsgebieten wird durch Klima, zeitlich-räumliche Niederschlagsverteilung, Vegetation/Oberflächenbedeckung, Relief, Boden/Oberflächenrauigkeit, hydrogeologische Verhältnisse und Gewässernetz bestimmt (vgl. Maniak 1997: 278ff., 301ff.). Aufgrund der Nutzungsgeschichte des Bezugsraums sind Vegetation/Oberflächenbedeckung, Relief (kleinräumig), Boden/Oberflächenrauigkeit, hydrogeologische Verhältnisse und Gewässernetz mehr oder weniger weitreichend verändert.

Ursache dafür sind die Rodung der natürlichen Wälder, die acker- und obstbauliche Inkulturnahme der Lössstandorte, die drastische Reduzierung von Landschaftsstrukturen mit Rückhaltefunktionen, Entwässerungsmaßnahmen, zunehmende Flächenversie-

gelung, der Ausbau der Vorfluter, der Verlust an Retentionsräumen für Starkabflussergebnisse etc. Im Teileinzugsgebiet des Süßen Sees erfolgt durch die dauerhaft notwendige Entwässerung der Grubenbaue⁵⁸⁰ außerdem eine Minderung des Basisabflusses in einer Größenordnung von gegenwärtig ca. 20 m³/min bzw. 10,5 Mio. m³/a (Spilker 1996).

Darüber hinaus ist gegenüber der frühen post-glazialen Phase von geänderten klimatischen Verhältnissen auszugehen, da nur trockenere Bedingungen die Ausbildung der verbreiteten Schwarzerden zugelassen haben können (vgl. Scheffer & Schachtschabel 1998: 424). Vor diesem Hintergrund gelangen Pfützner et al. (1996) zu der Einschätzung, dass der Jahresgang des Abflusses oberhalb der beiden Seen erheblich vom ursprünglichen Zustand abweicht. Eine Quantifizierung dieses Einflusses konnte im Rahmen der Grundlagenerarbeitung nicht erfolgen.⁵⁸¹

Umweltqualitätsstandards: In Anbetracht der fehlenden hydrologischen Untersuchungen zu den Auswirkungen der Veränderungen des Einzugsgebiets und der Relevanz der anthropogenen Einflussfaktoren konnten für die Dynamik der Abflussverhältnisse keine Soll-Werte formuliert werden. Lediglich für das *Verhältnis MHQ/MNQ* wurde aufgrund des hohen Versiegelungsflächenanteils im Einzugsgebiet der Ausgangszustand als Schwelle einer zu verbessernden Umweltqualität festgelegt. Der Umweltqualitätsstandard lautet: „*mindestens eine Aufrechterhaltung, günstigstenfalls eine Verbesserung (geringere Quotienten) des Status quo (\leq Status quo).*“ Eine Verifizierung dieses Standards bedarf langfristiger Messreihen, die mit den für den Ausgangszustand ausgewerteten Messreihen zu vergleichen sind.

Für den *ökologisch und hydrologisch begründeten Mindestabfluss* wurden für den *Ab-
lauf in die Salza* als Variable der Wasserbilanz der Mansfelder Seen Untersuchungen mit Hilfe des ATV-Gütemodells durchgeführt (Böhme et al. 1998). Danach sollen in der *„Vegetationsperiode 500 l/s, im Winterhalbjahr 400 l/s nicht unterschritten“* werden. Für alle *übrigen Fließgewässer* gilt, dass der aktuelle Niedrigwasserabfluss (durch Gewässernutzungen) nicht vermindert, sondern soweit möglich durch Nutzungsänderungen erhöht werden soll. Der Umweltqualitätsstandard lautet: *„nutzungsbedingte Beeinträchtigungen \leq Status quo“*.

Die nach dem HQ₁₀₀ abgegrenzten *Überschwemmungsgebiete* (Beller 1998, Pfützner 1999) sollen *„keine nutzungsbedingten Abflusshindernisse“* und zum Schutz der Gewässer vor übermäßigem Stoffeintrag eine *„dauerhafte naturbetonte Bodenbedeckung“* aufweisen.

Eine Dämpfung der derzeitigen Abflussdynamik der Fließgewässer ist vor allem von der Art der Bodennutzung in den Einzugsgebieten abhängig. Die Höhe des *Gebietsrückhalts auf landwirtschaftlichen Flächen* lässt sich bislang nicht in einem Indikator angeben, wenngleich gerade auch diese Flächen von wesentlichem Einfluss für die Abflussverhältnisse der Fließgewässer sind.

⁵⁸⁰ (vor allem durch die bereits erwähnte Überleitung durch den Schlüsselstollen in die Schlenze)

⁵⁸¹ In Anbetracht des bestehenden hydrologischen Modells wäre dies mit relativ geringem Aufwand möglich gewesen. Alleine zum Zweck der Zielbestimmung sind die hierfür erforderlichen Finanzmittel jedoch nicht bereit gestellt worden.

Bezogen auf Siedlungen ist der *Grad der Versiegelung* eine Messgröße für die (emissionsseitige) Abflusswirksamkeit von Bau- und Verkehrsflächen. Nachdem mit zunehmender Versiegelung der oberirdische Abfluss ansteigt und die Versickerung abnimmt, werden folgende Umweltqualitätsstandards festgelegt: „*geringstmögliches Ausmaß an Versiegelung, höhere Entsiegelung als neue Versiegelung und Versiegelungsgrad von Flächen für den ruhenden Verkehr unter 50 %*“.

Stoffhaushalt der Fließgewässer

Mit der Erarbeitung der Umweltqualitätsstandards für die Beschaffenheit der Fließgewässer wurde 1996 noch vor der Bekanntgabe der LAWA-Empfehlungen zur Chemischen Gewässergüteklassifikation (LAWA 1998b) begonnen. Dadurch fand neben einer intensiven Literaturlauswertung vor allem eine gebietsbezogenen zunächst unabhängige Auseinandersetzung mit regionalen Zielkriterien statt. Nach der Einführung der bundeseinheitlichen Werte der LAWA konnten die Zielkriterien als gebietsbezogene Vergleichswerte herangezogen werden.

Nachdem die zumeist übereinstimmenden Indikatoren anthropogene Einflüsse einstufen, war überwiegend eine Übernahme der LAWA-Werte möglich. Dennoch zeigten sich einige Indikatoren, die entweder bei der regionalen Betrachtung zusätzlich berücksichtigt worden waren oder die regional begründbar abweichende Soll-Ausprägungen erfordern. Im Folgenden wird ausschließlich die Begründung dieser Umweltqualitätsstandards dargestellt. Alle übrigen Soll-Werte sind der LAWA-Empfehlung entnommen.

pH-Wert

Der pH-Wert ist wichtigster Leitparameter der Fließgewässer. Zahlreiche Stoffgleichgewichte, wie z.B. das Ammonium - Ammoniakverhältnis, werden über den pH-Wert gesteuert (Hütter 1992: 87). Eine starke Abweichung vom Neutralpunkt begünstigt bei den meisten Stoffgleichgewichten die Bildung toxischer Stoffe. So werden im sauren Milieu verstärkt Schwermetalle und das stark pflanzentoxische Aluminium freigesetzt, im basischen Bereich verschiebt sich das Gleichgewicht Ammonium-Ammoniak stark zugunsten des bereits in geringen Konzentrationen toxischen Ammoniaks. Außerdem reagieren viele Organismen sehr empfindlich auf stark saure (< 5,5 pH) und stark alkalische (> 9,5 pH) Wasserstoffionen-Konzentrationen (Gunkel 1996: 74).

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Bedingt durch die geologischen Randbedingungen mit weitverbreiteten kalkhaltigen Lössböden sowie Sedimenten des Muschelkalks und Zechsteins liegt der Charakter der Wässer im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen im leicht basischen Bereich von 7 bis 8,5 (z.B. Referenzpegel Froschmühlenstollen bzw. Querne oberhalb Lodersleben (Extremwerte 1995/96): 7,4 bis 8,3; STAU Halle 1997a). Durch die mit dem Umweltqualitätsstandard angegebene Schwankungsbreite werden lokale Differenzierungen im Untersuchungsgebiet berücksichtigt.

Umweltqualitätsstandard: Eine Abweichung vom natürlichen *pH-Wert 7 bis 8,5* soll nicht zugelassen werden, da keine unumkehrbaren Veränderungen im Einzugsgebiet Einfluss auf den Säuregrad haben. Dies kann lediglich bei der künftigen Flutung des Tagebaus Amsdorf örtlich der Fall sein. Eine Versauerung durch atmosphärische Schwefelsäure-

belastung spielt im Bezugsraum keine bedeutende Rolle. Dessen Säurepotenzial wird im Untersuchungsgebiet, ebenso wie die Einflüsse sulfidischer Erze im Kupferschiefer- und Braunkohleabraum, durch die Kalkgehalte im Löss und in den Schichten des Zechsteins und Muschelkalks abgepuffert.

Mit dem vorgeschlagenen Standard kann auch der in der EU-Fischgewässerrichtlinie (78/659/EWG) für Salmonidengewässer festgelegte Wertebereich eingehalten werden. Er beträgt 6 - 9 bei einer maximalen einleiterbedingten Abweichung von 0,5 innerhalb dieser Eckwerte (Imperativer Wert).

Wassertemperatur

Die Wassertemperatur hat einen hohen Einfluss auf die Stoffwechselfvorgänge im Gewässer. Bei hoher Temperatur wird das Algenwachstum begünstigt, die Wasserqualität sinkt. Zahlreiche Organismen sind bei ihrer Reproduktion an bestimmte Temperaturintervalle gebunden. Die Temperaturpräferenz und -toleranz von Organismen ist sehr unterschiedlich (Gunkel 1996: 65). Physikalisch wirkt die Temperatur sekundär auch auf die Sauerstoffsättigungskonzentration.

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Die Rekonstruktion der ursprünglichen Temperaturen und deren Amplituden kann nur indirekt über die Fauna erfolgen. Wesentliche Veränderungen der gegenwärtigen Wassertemperaturen sind durch die hohe Erwärmung entlang der Fließabschnitte ohne bzw. mit unzureichendem Uferbewuchs gegeben und durch punktuelle Einleitungen, die in der Regel eine Temperaturerhöhung mit sich bringen.

In natürlichen Gewässern besteht eine Zonierung der Wassertemperatur. In quellnahen Bereichen ist die Jahres- und Tagesamplitude gering (Amplitude der Monatsmittel durchschnittlich < 5° C; Niehoff 1996), die mittlere Temperatur liegt bei 8 bis 10 °C. Gewässeroberläufe, im Flachland der Forellenregion zuzurechnen, weisen Jahrestemperaturschwankungen von < 20 °C auf (ebd.). Dies deckt sich mit der Aussage, dass die Bachforelle bei Wassertemperaturen bis zu 20 °C vorkommt (Zuppke 1997). Wie oben erwähnt, reicht die Forellenregion im Bezugsraum bis zu den Mansfelder Seen, wenngleich der Begriff „Oberlauf“ unter Einbeziehung des Natürlichkeitsgrades im Bezugsraum nur für die Gewässerabschnitte oberhalb der Siedlungen verwendet wird.

Umweltqualitätsstandard: Keine der gegenwärtig noch negativ auf die Wassertemperatur wirkenden Einflüsse (vor allem thermisch belastete Direkteinleitungen) ist unumkehrbar. Der Umweltqualitätsstandard orientiert sich deshalb an den potenziellen Werten. Die Wassertemperatur soll oberhalb der Seen „20 °C nicht überschreiten“. Eine Jahresamplitude von 20° ist dann ebenfalls erfüllt. – Die EU-Fischgewässerrichtlinie (78/659/EWG) legt als imperativen Wert mit einer Höchsttemperatur von 21,5 °C bei einer 2%-igen Überschreitungsmöglichkeit etwas weniger strenge Werte fest und wird insofern ebenfalls eingehalten.

Chlorid

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Geogen erhöhte Chloridgehalte sind im Mitteldeutschen Raum fast ausschließlich an das Vorkommen

von Zechstein gebunden. Dabei werden teilweise sehr hohe Gehalte erreicht. Ein charakteristisches Beispiel ist der Schlüsselstollen, der das Mansfelder Revier bis auf ein Niveau von 72 m üNN entwässert und Chloridgehalte von durchschnittlich mehr als 10 g/l aufweist (Spilker 1996).

Hohe Chloridgehalte sind im Einzugsgebiet der Salza bereits aus historischen Überlieferungen bekannt. Nicht zuletzt sind die Namen Salza oder Salzke, Salziger See und Salzmünde deutlicher Hinweis darauf. Bereits 1715 kam es zu einem Fischsterben im Süßen See aufgrund von Einleitungen salzhaltigen bergbaubürtigen Wassers über die Böse Sieben (Ockert 1964: 27⁵⁸²). Nach Wüstemann (1997) liegen die Salztoleranzen für zahlreiche Vertreter der Salmoniden, die als anadrome Fische einen Teil ihres Lebenszyklus im Meer verbringen, bei 25 g/l und mehr.

Die Süßwasserbiozöten insgesamt weisen allerdings bereits bei etwa 500 mg/l Chlorid Störungen auf (Blasig et al. 1994). Bei Chloridgehalten von 400 - 1.000 mg/l werden auch weniger empfindliche Organismen geschädigt. Es kommt zu einem deutlichen Artenrückgang und zum vermehrten Auftreten salztoleranter Taxa. Bei Konzentrationen von 1.000 - 2.500 mg/l verarmen die aquatischen Lebensgemeinschaften weiter zugunsten einer Massenentwicklung salztoleranter Arten. Die Fischfauna weist nur noch ausgewachsene Tiere toleranter Arten auf, die allerdings durch Erkrankungen beeinträchtigt werden (ebd.).

Vor dem Hintergrund der geogen hohen Salzbelastung hat der Kupferschieferbergbau aktivierend auf die Salzlösungsprozesse im Untergrund gewirkt. Das Salz und die vorher besonders im Bereich des ehemaligen Salzigen Sees ausgetretenen, natürlichen Sohlen wurden jedoch weitgehend über den Schlüsselstollen unterirdisch aus dem Einzugsgebiet herausgeführt.⁵⁸³ Heute fungiert das Seengebiet wieder als Druckentlastungsgebiet für versalzene Karstwässer. Gegenüber der aktiven Bergbauphase weisen sie jedoch rückläufige Salzkonzentrationen auf (Spilker et al. 1999). Wegen der weiter funktionierenden Entwässerungstollen ist auch deren Menge wesentlich geringer als in vorbergbaulicher Zeit. Dies zeigt insbesondere die nachgewiesene Salzwasserfauna in den älteren Seesedimenten des ehemaligen Salzigen Sees (Suderlau 1973).

Die nicht montan beeinflussten Oberläufe des Kliebigsbachs und der Querne sind durch Chloridkonzentrationen von ca. 40 mg/l (Mittel 1996) geprägt. Analog zum Sulfat sind die Chloridgehalte des Vietz- und des Dippelsbachs höher, was auf eine höhere geogene Grundlast hindeutet. Sie liegt in beiden Bächen und in der Bösen Sieben bis oberhalb Eisleben bei 70 bis 160 mg/l. Diese Verhältnisse spiegeln die Grundbelastungen für diese Teilgebiete wider. Ähnliche Chloridgehalte weisen die Weida und die Böse Sieben oberhalb der Einmündung des Wilden Grabens auf. Sogar der Ablauf des Froschmühlentollens und der Salzgraben sind nicht überdurchschnittlich chloridbelastet (jeweils 100 bis 120 mg/l; STAU Halle 1997a).

Umweltqualitätsstandard: Für sämtliche Fließgewässer im Teileinzugsgebiet des Salzigen Sees sollte der Chloridgehalt im Mittel unterhalb 100 mg/l liegen, im Teileinzugsgebiet des Süßen Sees im Mittel unterhalb 160 mg/l. Beide Werte stellen nach den bisher vorliegenden Messungen die Konzentrationsobergrenze nicht offensichtlich bergbaulich beeinflusster Wässer dar. Erhöht sind dagegen die Chloridgehalte des Wilden Grabens

⁵⁸² (Unter Bezug auf Jokusch, zitiert in Colditz (1914: 23).)

⁵⁸³ Siehe Kap. 3.1.2.4.

unterhalb Volkstedt (ca. 400 mg/l) und vor allem der Glume (Mittel 900 mg/l), was auch auf Deponieausträge zurückzuführen ist (Schmidt et al. 1992, Klöck 1997).

Die Chloridgehalte des Erdebörner Stollens liegen bei 400 mg/l, was sich im Mittelgraben niederschlägt (alle Angaben nach STAU Halle 1997a). Für die genannten Gewässerabschnitte ist von einer eingeschränkten Reversibilität der Belastungen auszugehen, weshalb zumindest eine Überschreitung des Status quo vermieden werden soll.

Im Ergebnis des Abstimmungsverfahrens wurden aus Gründen eines einheitlichen wasserbehördlichen Vollzugs als Umweltqualitätsstandards ohne weitere teilträumliche Differenzierung für die festgelegten Oberläufe (GK I-II) „ $\leq 50 \text{ mg/l}^*$ “ und für die übrigen Gewässer (GK II) „ $\leq 100 \text{ mg/l}^*$ “ definiert.

Sulfat

Der Sulfatgehalt von Fließgewässern ist vom geologischen Untergrund abhängig. Im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen kreuzen die Fließgewässer die Ausstrichbereiche des Zechsteins. Dieser enthält sulfathaltige Gesteine in der Regel in Form von Gips oder Anhydrit. Auch Muschelkalksedimente können, allerdings in geringerem Maße, Sulfate enthalten. Sulfat weist eine geringe Toxizität auf.

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Aufgrund der geologischen Differenzierung des Bezugsraums ist nicht von einer ursprünglich einheitlichen Sulfatkonzentration auszugehen. Eine Rekonstruktion der vorbergbaulichen Gehalte ist für den stark überprägten Stoffhaushalt jedoch nicht möglich.

Die relativ gering bergbaulich beeinflussten Oberläufe der Querne und der Bösen Sieben (Kliebig-, Dippels- und Vietzbach) weisen gegenwärtig Sulfatgehalte von etwa 120 mg/l (Querne oberhalb Lodersleben und Kliebigsbach oberhalb Hergisdorf; Messdaten 1996) und um 200 mg/l (Dippels- und Vietzbach; Messdaten 1992 bis 1994) auf (STAU Halle 1997a). Es ist anzunehmen, dass die ursprünglichen Werte etwas unterhalb dieser (mittleren) Konzentrationen lagen.

Umweltqualitätsstandard: Der Jahrhunderte währende Kupferschieferbergbau im Bezugsraum hat sehr stark zur Erhöhung des Sulfatgehalts beigetragen. Niederschlagswasser durchsickert bis in die Gegenwart das Haldenmaterial (Abraum, Schlacken) und schwemmt Sulfat in die Oberflächengewässer und das Grundwasser ein (z.B. Glume 1996: ca. 900 mg/l; Klöck 1997). Teilweise fließt sulfatangereichertes Wasser dem Vorflutsystem direkt über Stollenmundlöcher zu (Erdebörner und Froschmühlenstollen). Ebenfalls sehr sulfatreich sind die im Südlichen Ringkanal und Würdebach eingeleiteten Sumpfungswässer des Tagebaus Amsdorf (700 bis 1300 mg/l; MJ 1997). Weitere Sulfatquellen sind punktuelle Einträge aus sonstiger Industrie und Kommunen, der atmosphärische Eintrag und Abschwemmungen aus landwirtschaftlichen und versiegelten Flächen.

Die oben genannten Ausgangskonzentrationen von 120 mg/l (Oberlauf Querne) bzw. 200 mg/l (Oberläufe Böse Sieben) sind für die durch den Bergbau nicht nennenswert beeinflussten Fließgewässerabschnitte die gebietsspezifischen Sulfatgehalte. Sie sollten durch nutzungsbedingte Einwirkungen nicht überschritten werden. Für die Böse Sieben unterhalb Eisleben, den Salzgraben, den Südlichen Ringkanal, den Mittelgraben, die

Weida unterhalb Röblingen, die Glume und den Wilden Graben unterhalb Volkstedt als vom Bergbau stark beeinflusste Abschnitte ist die Angabe eines Standards nicht sinnvoll. In diesen Bereichen sollte eine nicht näher quantifizierbare Verringerung des Status quo angestrebt werden.

Konzentrationen von mehr als 1 g/l werden gegenwärtig in der Regel nicht erreicht (Ausnahme: Glume mit bis 1,5 g/l). Die direkten Stollenwässer (Froschmühlen- und Erdebörner Stollen) enthalten um 0,5 g/l (beide Angaben nach STAU Halle 1997a). Unterhalb der Eintragsquellen stellen sich zunehmende Verdünnungseffekte ein. Die im TEP Planungsraum Amsdorf (MJ 1997) angegebenen Sulfatkonzentrationen der Sumpfungswasserableitungen von bis zu 1,3 g/l sollen nicht überschritten werden.

Im Ergebnis des Abstimmungsverfahrens werden nach der Empfehlung der LAWA für die festgelegten Oberläufe (GK I-II) „ $\leq 50 \text{ mg/l}$ “ und für die übrigen Gewässer (GK II) „ $\leq 100 \text{ mg/l}$ “ zugrunde gelegt. Darüber hinaus wird vor dem Hintergrund der regionalen Spezifik eine maximale Tolerierung von „ $\leq 120 \text{ mg/l}$ “ angegeben.

Schwermetalle

Schwermetalle kommen in Gewässern gelöst, vor allem aber partikulär an Schwebstoffe bzw. Sedimente gebunden vor. Neben der Funktion als Spurenmetalle⁵⁸⁴ können sie bei erhöhter Konzentration oder in freiem ionischen Zustand toxisch wirken. Dies gilt nach Taxa unterschiedlich - in gelöstem Zustand für Phyto- und Zooplankton sowie die Ichthyofauna, in Übergangsformen (Kolloide, Bindung an hochmolekulare organische Komponenten) oder partikulär vor allem für benthische Organismen (Steinberg & Melzer 1992). Schwermetalle sind persistente Schadstoffe. Zum Bindungsverhalten, zur Bioverfügbarkeit und Toxizität wird auf die Literatur verwiesen (u.a. Calmano 1993, DVWK 1993, Fent 1998).

Sowohl bei der Analytik als auch den Umweltqualitätsstandards werden Schwermetalle in wässriger Phase (filtriert / unfiltriert) gemäß den Zielvorgaben der LAWA (1998e) und Schwermetalle im Sediment gemäß der Empfehlung zur chemischen Güteklassifikation (LAWA 1998b) unterschieden. Beide sind wegen der speziellen geogenen und Nutzungsgeschichtlichen Gegebenheiten gerade für das Teileinzugsgebiet des Süßen Sees relevant.⁵⁸⁵ Das Messprogramm in Sachsen-Anhalt (LAU 1998c) ist dementsprechend ausgerichtet.

Die Löslichkeit der Schwermetalle ist an den pH-Wert gebunden. Im sauren Milieu unter pH 4 steigt sie sprunghaft an (z.B. Hütter 1992: 117). Die Toxizität der Schwermetalle ist sehr stark von der Wasserhärte abhängig. So ist die Wirksamkeit des Zinks in sehr weichem Wasser (<1°dH) fast 20-mal höher als in hartem und sehr hartem Wasser (>25°dH; vgl. EU-Fischgewässerrichtlinie 78/659/EWG). Das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen weist fast ausschließlich hartes⁵⁸⁶, die bergbaulich beeinflussten⁵⁸⁷ Ge-

⁵⁸⁴ Alle Metalle der ersten Übergangsgruppe außer Chrom.

⁵⁸⁵ Die Betrachtung der unfiltrierten wässrigen Phase trägt der von Schmidt (1997: 105) für den Bezugsraum verifizierten Erkenntnis Rechnung, dass der Transport von Schwermetallen im Wesentlichen als Suspension erfolgt.

⁵⁸⁶ (mit Ausnahme des oberen Kliebigsbachs, der noch im Rotliegenden verläuft, mit mittelhartem Wasser)

wässer sehr hartes Wasser auf (STAU Halle 1997). Dies wurde bei der Ableitung der toxikologisch begründbaren Orientierungswerte für die unfiltrierte Wasserphase berücksichtigt (siehe unten).

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Das Teileinzugsgebiet des Süßen Sees ist östlich des bei Eisleben ausstreichenden Kupferschieferflözes geogen höher schwermetallbelastet als andere mitteldeutsche Gebiete mit mesozoischem Untergrund. Durch den Kupferschieferbergbau wurde die ökologische Verfügbarkeit der Schwermetalle darüber hinaus eklatant erhöht. Die Haupteintragsquellen sind gegenwärtig Auswaschungen aus Schlackehalden und Deponien (Schreck 1996, Klöck 1997), Einträge aus Stollenmundlöchern (Spilker et al. 1999) sowie Abwaschungen schwermetallbelasteter Stäube. Letzere wurden vor allem durch die ehemaligen Rohhütten über den Luftpfad verfrachtet und anschließend abgelagert (TÜV-Bayern 1991, Schmidt 1997).

Als räumliche Referenz für die prämontanen Verhältnisse sind in Tabelle 3-15 Analyse-daten (1996) der Messstelle Kliebigsbach oberhalb Hergisdorf angegeben (STAU Halle 1997a). Es wird der Schwermetallanteil der flüssigen Phase und der lösliche Anteil aus den Schwebstoffen gemessen.⁵⁸⁸ Die Höhe der Schwermetallgehalte ist damit an die Menge der mitgeführten Schwebstoffe gebunden. - Bei Wachs (1995) werden deshalb zur Umrechnung der ökologisch bedeutsameren filtrierten Werte in die bei wasserwirtschaftlichen Erhebungen allgemein verwendeten unfiltrierten Werte Umrechnungsfaktoren genannt (siehe unten).

Bei der Interpretation der Daten ist zu berücksichtigen, dass sich die Messstelle oberhalb des Kupferschieferausstrichs im Bereich des Rotliegenden befindet, geologisch also noch zum Harz gehört. Für die Fließgewässer unterstrom des Kupferschieferausstrichs ist insofern selbst vor der Phase bergbaulicher Aktivitäten von höheren Konzentrationen auszugehen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die in der Gegenwart gezogenen Proben durch zurückliegende Staubimmissionen der Böden um die Hüttenstandorte auch oberhalb der geogenen Beeinflussungslinie erhöhte Schwermetallgehalte aufweisen (TÜV-Bayern 1991, Schmidt 1997: 43, 50f.).

Tabelle 3-15: Schwermetallgehalte (unfiltr. Wasserphase) des Kliebigsbachs oh. Hergisdorf 1996 (STAU Halle 1997a)

Schwermetall	Minimum [µg/l]	Mittelwert [µg/l]	Maximum [µg/l]
Blei	< 2,00	< 5,90	16,00
Cadmium	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Chrom	< 2,00	< 2,00	< 2,00
Kupfer	4,00	13,00	24,60
Nickel	< 2,00	< 2,00	< 2,00
Zink	< 10,00	< 19,40	36,00

⁵⁸⁷ (und somit stark schwermetallangereicherten)

⁵⁸⁸ Die Proben wurden einschließlich Schwebstoffanteil mit Salpetersäure stabilisiert, danach erfolgte die Analyse der Wasserphase.

Eine Angabe von Referenzwerten für den unterhalb des Kupferschieferausstrichs gelegenen, überwiegenden Anteil des Teileinzugsgebiets des Süßen Sees ist aufgrund der bergbaulichen Überprägung nicht möglich (siehe Tab. 3-16). Ein Teil der heutigen Schwermetallbelastung in den Gewässern als Folge des zurückliegenden Kupferschieferbergbaus ist als nicht reversibel einzustufen. Demgegenüber sind bezüglich der beprobaren Abläufe der Althüttenstandorte, Stollenabflüsse und Oberflächengewässer unterhalb von Deponien und Schlackehalden (Schmidt et al. 1992, STAU Halle 1997a, Klöck 1997) Reduktionspotenziale der Schwermetallfracht wahrscheinlich.

Tabelle 3-16: Schwermetallgehalte (unfiltr. Wasserphase) in übrigen Fließgewässern des Teileinzugsgebiets Süßer See (STAU Halle 1997a)

Schwermetall	Glume Eisleben [µg/l]	Böse Sieben Wimmelburg [µg/l]	Böse Sieben Wormsleben [µg/l]	Salzgraben Wormsleben [µg/l]
Blei	12,95	4,95	7,00	3,10
Cadmium	2,35	0,32	0,87	0,53
Chrom	-	-	-	-
Kupfer	22,35	-	17,85	15,95
Nickel	3,80	3,35	3,65	10,10
Zink	1260,00	100,00	348,50	1090,00

(50-Perzentile)

Im Teileinzugsgebiet der Querne-Weida ist aufgrund der geologischen Verhältnisse mit überwiegenden Buntsandstein-, Muschelkalk- bzw. geologisch jüngeren Schichten nicht von geogen erhöhten Konzentrationen auszugehen. Die ursprünglichen Schwermetallgehalte dürften deshalb mit denen der Messstelle Hergisbach vergleichbar gewesen sein. Allerdings fehlen sowohl frühere als auch aktuelle Beprobungen für dieses Teileinzugsgebiet.

Für alle benthisch lebenden Organismen und die über Nahrungsbeziehungen davon abhängigen Gewässerbiozöten ist die Schwermetallkonzentration im Sediment maßgeblich. Für jene gelten die räumlichen Differenzierungen analog zu den Aussagen über die Gehalte in der Wasserphase. Auch für sie ist eine Angabe von Referenzwerten und die Bemessung des bergbaulichen Einflusses ausgeschlossen.

Für die räumlich eingrenzbare Schwermetalldeposition im Sediment besteht im Vergleich zu den diffusen Eintragsquellen für die Stoffkonzentrationen in der Wasserphase eine theoretisch weitreichende Reversibilität. Voraussetzung dafür ist, dass die Mächtigkeit der unterlagernden schwermetallhaltigen Sedimentschichten begrenzt ist. Allerdings würde bei einer Entnahme die Gefahr einer Remobilisierung und Verfrachtung von Schwermetallen in den Süßen See bestehen (Klöck 1997), weshalb sie de facto ausscheidet.

Umweltqualitätsstandards: Nachdem die durch den Bergbau hervorgerufene irreversible Schwermetallbelastung nicht bestimmt werden kann, wurden – sozusagen als äußerste

Belastungsgrenze – die von Wachs (1995) toxikologisch begründeten Schwermetallkonzentrationen für die unfiltrierte Wasserphase reflektiert. Da sich die Messwerte auf die filtrierte Wasserphase beziehen, mussten sie mit von Wachs angegebenen Umrechnungsfaktoren in unfiltrierte Werte transformiert werden. Die Ergebnisse nach den Angaben für Salmonidengewässer enthält Tabelle 3-17.⁵⁸⁹

Tabelle 3-17: Toxikologisch begründbare Orientierungswerte für Schwermetallgehalte in unfiltrierter Wasserphase für Teileinzugsgebiet Süßer See

Schwermetall	Toxikol. Orientierungswerte f. filtrierte Wasserphase [$\mu\text{g/l}$]*	Umrechnungsfaktor Spalte 1 / Spalte 3 (nach Wachs 1995)	Umweltqualitätsstandards für unfiltr. Wasserphase [$\mu\text{g/l}$]
Blei	3,0	2,6	7,80
Cadmium	0,2	2,0	0,40
Chrom (gesamt)	3,0	2,5	7,50
Kupfer	3,0	1,8	5,4
Nickel	5,0	1,8	9,00
Quecksilber	0,1	2,3	0,23
Zink	30,0	1,8	54,00

*(nach Wachs (1995: 473) jeweils für hartes Wasser ($300 \text{ mg/l CaCO}_3 = 16,8^\circ\text{dH}$, bei Zink $100 \text{ mg/l CaCO}_3 = 5,6^\circ\text{dH}$)

Nach der Einführung der LAWA-Zielvorgaben für Schwermetalle (LAWA 1998e) sind im Zuge des Abstimmungsverfahrens die überwiegend strengeren nationalen Zielkriterien übernommen worden (siehe Tab. 3-18).⁵⁹⁰ Diese basieren auf einer Umrechnung der Zielvorgaben für die Schwermetallkonzentrationen im Sediment unter Berücksichtigung des Schwebstoffgehalts und des Verteilungskoeffizienten von gelösten und adsorbierten Schwermetallanteilen (Prüfwert für Klassifizierung: 50-Perzentil; LAU 1998c). Analog zu den Angaben über die Schwermetallgehalte im Sediment sind sie auf das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ bezogen.

In Anbetracht der Vorbelastungen im Bezugsraum wurde vom Verfasser eine teilräumliche Festlegung tatsächlich erreichbarer Zielkriterien unter Berücksichtigung von Wachs (1995) und der EU-Fischgewässerrichtlinie (78/659/EWG) empfohlen. Die zuständigen Fachbehörden entschieden daraufhin abweichend von LAWA (1998e), für Blei $2 \mu\text{g/l}$ ⁵⁹¹ (Oberläufe), für Kupfer $12 \mu\text{g/l}$ und für Zink $14 \mu\text{g/l}$ als Umweltqualitätsstandards anzu-

⁵⁸⁹ Für die geogen außerordentlich stark erhöhten Kupfer- und Zinkkonzentrationen gibt die weniger strenge EU-Fischgewässerrichtlinie (78/659/EWG) für Kupfer $200 \mu\text{g/l}$ und Zink $300 \mu\text{g/l}$ an.

⁵⁹⁰ Die angegebenen Werte basieren auf einer Umrechnung der Zielvorgaben für die Schwermetallkonzentrationen im Schwebstoff unter Berücksichtigung des Schwebstoffgehalts und des Verteilungskoeffizienten von gelösten und adsorbierten Schwermetallanteilen (Prüfwert für Klassifizierung: 50-Perzentil). Sie beziehen sich, wie die Angaben zu den Schwermetallgehalten im Sediment, auf das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“.

⁵⁹¹ Bei diesem Wert handelt es sich offenbar um ein Versehen, da er sich nur minimal von den $1,7 \mu\text{g/l}$ nach LAWA (1998e) unterscheidet.

setzen.⁵⁹² Diese Regionalisierung der Bewertungsmaßstäbe ist als grundsätzlich richtig einzuschätzen. Im konkreten Fall ist sie jedoch zu gering ausgefallen. In den schwermetallbelasteten Gebieten des Bezugsraums werden die genannten Zielkriterien sehr wahrscheinlich dauerhaft nicht eingehalten werden können.

Tabelle 3-18: Umweltqualitätsstandards für Schwermetallgehalte in unfiltrierter Wasserphase für Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ nach LAWA (1998e)

Schwermetall	GK I-II	GK II
Blei	$\leq 1,70$	$\leq 3,40$
Cadmium	$\leq 0,04$	$\leq 0,07$
Chrom	$\leq 5,00$	$\leq 10,00$
Kupfer	$\leq 2,00$	$\leq 4,00$
Nickel	$\leq 2,20$	$\leq 4,40$
Quecksilber	$\leq 0,02$	$\leq 0,04$
Zink	$\leq 0,07$	$\leq 14,00$

(getrennt für Oberläufe (GK I-II) und übrige Fließgewässer (GK II) in $\mu\text{g/l}$ (50-Perzentile); kursiv die als UQS übernommenen Werte)

Tabelle 3-19: Umweltqualitätsstandards für Schwermetallgehalte im Sediment der Gewässer im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen nach LAWA (1998b) für festgelegte Oberläufe (GK I-II) und übrige Fließgewässer (GK II) (in mg/kg ; 50-Perzentile)

Schwermetall	GK I-II	GK II
Blei	$\leq 50,0$	$\leq 100,0$
Cadmium	$\leq 0,6$	$\leq 1,2$
Chrom	$\leq 160,0$	$\leq 320,0$
Kupfer	$\leq 40,0$	$\leq 80,0$
Nickel	$\leq 60,0$	$\leq 120,0$
Quecksilber	$\leq 0,4$	$\leq 0,8$
Zink	$\leq 200,0$	$\leq 400,0$

Als Umweltqualitätsstandards für die Schwermetalle im Schwebstoff und Sediment wurden nach Maßgabe der zuständigen Fachbehörden die Empfehlungen der LAWA (1998b) für die Güteklassen I-II bzw. II (Schutzgut "aquatische Lebensgemeinschaften") übernommen (siehe Tab. 3-19). Die auf den oberen Schwankungsbreiten der Verhältnisse in Deutschland basierenden Werte schließen grundsätzlich gewisse geogene

⁵⁹² Siehe Kap. 3.4.4.2.

und/oder anthropogene Belastungen mit ein. Für den Bezugsraum liegen sie nach Recherche des LAU (Kühn, mdl. Mitt. 1997) über den regionalen geogenen Hintergrundwerten des geochemischen Atlas. Hinsichtlich der naturräumlichen Disposition sind sie damit nicht zu streng gefasst.

Die irreversiblen Veränderungen durch zurückliegenden Bergbau bilden sie allerdings nicht ab. Für die von Poggel (1995) und Klöck (1997) identifizierten Gewässerabschnitte mit hoher Schwermetallanreicherung geben sie damit keine langfristig erreichbaren Verhältnisse an.

Organismen der Fließ- und Standgewässer

Gewässer mit ihren Ufern und Auen stellen aquatische, semi-aquatische und amphibische Ökosysteme für die Pflanzen- und Tierwelt dar. Das Vorkommen bestimmter Taxa und Lebensgemeinschaften hängt zum einen von der Morphologie, der Abflussdynamik bzw. dem Wasserhaushalt sowie dem Stoffhaushalt von Fließ- und Standgewässern ab. Zum anderen spielen aut-, dem- und synökologische Faktoren eine Rolle. Der Nachweis einzelner Arten und Lebensgemeinschaften kann einen indikatorischen Wert für die integrative Beurteilung des Gewässerzustands haben. Eine Prognose bestimmter Taxa aufgrund von vorhandenen oder angestrebten Lebensraum- bzw. Habitatbedingungen ist im Umkehrschluss allerdings nur teilweise möglich (vgl. u.a. Friedrich 1998: 45, Thiele 1999).

Umweltqualitätsstandards für die Pflanzen- und Tierwelt der Gewässer lassen sich deshalb nicht ohne weiteres formulieren und erlauben in der Regel nur eine näherungsweise Beschreibung des angestrebten Zustands. Anders als bei den abiotischen Gewässerkompartimenten können sie wegen der komplexen bioökologischen Wirkungsbeziehungen nur einen begrenzten Imperativ beanspruchen. So kann nicht zweifelsfrei vorausgesehen werden, ob sich definierte Zielarten und -gesellschaften (vgl. z.B. Hovestadt et al. 1993) tatsächlich einstellen werden. Dafür wird deren Ausbleiben zumindest weiterführende Untersuchungen nach den ursächlichen Faktoren veranlassen können und damit gegebenenfalls zusätzliche Ansatzpunkte zur Förderung ihres Vorkommens eröffnen.

Mit dem Umweltqualitätsziel werden entsprechend § 2 (3), Ziff. 5 Wassergesetz und § 2 (1) 15 Naturschutzgesetz Sachsen-Anhalt (NatSchG LSA) Erhalt und Sicherung der vorhandenen naturraumtypischen Arten und Lebensgemeinschaften sowie deren Wiederausbreitung und Bestandssicherung festgelegt. Zur Überprüfung seiner Erreichung werden als Umweltqualitätsstandards einerseits Zielarten und -gesellschaften, andererseits ergänzend bestimmte Lebensraumbedingungen formuliert. Die auszuwählenden Arten sowie Lebensgemeinschaften sollen mit möglichst hoher Validität naturraum- und gewässertypischen Verhältnissen zugeordnet werden können. Dabei ist zu berücksichtigen, inwieweit diese Arten bzw. Lebensgemeinschaften auch unter Berücksichtigung irreversibler Veränderungen der Gewässer und ihrer Einzugsgebiete nach Erreichen der morphologischen, hydrologischen und physikalisch-chemischen Soll-Zustände potenziell vorkommen können.

Neben der Verfügbarkeit historischer Aufzeichnungen erfordern die festzulegenden Zielarten eine relativ einfache Erfass- und damit Überprüfbarkeit. Auf diese Weise sollten - abgesehen vom geringen Erhebungsaufwand - beim künftigen Monitoring über

Individuenzahlen und Abundanzen auch populationsdynamische Aspekte aufgenommen werden können. Und nicht zuletzt wäre es günstig, wenn einige Zielarten in der Öffentlichkeit vermittelbar wären, um damit die Akzeptanz von Sanierungs- und Entwicklungsmaßnahmen zu fördern.

Alle drei Kriterien werden im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen bezüglich der Fauna vor allem von den Fischen erfüllt. Gegenüber benthischen und planktischen Wirbellosen ist bei diesen über die integrative Indikation hinaus auch eine gute Vermittelbarkeit in der Bevölkerung gegeben. Manche Arten sind regional bereits populär (z.B. Aal). Hinzu kommen eingeführte Verfahren für die Bestimmung des Benthos und der bakteriellen Belastung, die in Bezug auf die Nutzungseinwirkungen über hohe indikatorische Aussagekraft verfügen. Bei den Pflanzen eignen sich besonders die submerse und die gewässerbegleitende Ufer- und Auenvegetation (z.B. Röhricht).

Die Unterschutzstellung von Lebensräumen wird nicht unter den Umweltqualitätszielen bzw. -standards betrachtet, sondern als Instrumentarium für deren Sicherung, Erhaltung und Entwicklung. Der dauerhaft umweltgerechte Umweltzustand hinsichtlich der Organismen wird deshalb in erster Linie über Zielarten und -lebensgemeinschaften bestimmter Standorte definiert. Hinzu kommen Zielkriterien für die Erhaltung oder Wiederherstellung potenzieller natürlicher Standortbedingungen in Bezug auf den Wasserhaushalt von Gewässern, Ufer und Auen.⁵⁹³

Die nachfolgenden Festlegungen beziehen sich entsprechend der Datengrundlage auf die Fließgewässer, den Süßen und den wieder entstehenden Salzigen See. Nach einer Konkretisierung der Bergbaufolgelandschaft des Tagebaus Amsdorf sind für die entstehenden Restseen ergänzende Standards erforderlich.

Vegetation / Flora Fließgewässer:

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Von Gries et al. (1996 a, b) wurde auf der Grundlage einer Rekonstruktion der ursprünglichen Verhältnisse ein detailliertes Szenario potenzieller natürlicher Pflanzengesellschaften und seltener Arten der submersen und gewässerbegleitenden Vegetation erstellt. Diese beziehen sich auf die langfristige Entwicklung sämtlicher Gewässerabschnitte in der freien Landschaft, also außerhalb von Siedlungen und Sonderstandorten.

Umweltqualitätsstandards: Nach einer Aufbereitung und Ergänzung der Ergebnisse durch den Verfasser wurden übereinstimmend mit dem Szenario folgende Umweltqualitätsstandards festgelegt:

- Wasservegetation: In den Oberläufen fehlt eine Fließgewässer- und Bachröhricht-Vegetation weitgehend. Stattdessen treten kleinräumig Bachberlen- (*Ranunculo-Sietum emersi-erecti*) und Brunnenkresse-Gesellschaften (*Nasturtietum officinalis*) auf. Bei zunehmenden Abflussmengen erfolgt ein Übergang zur Fluthahnenfuß-Gesellschaft (*Ranunculetum fluitantis*) sowie zu Großlaichkraut-reichen Ausbildungen der Igelkolben-Wasserpest-Gesellschaft (*Sparganio-Elodeetum potametosum perfoliati* ohne Wasserpest (*Elodea canadensis*)).

⁵⁹³ Siehe unter Grundwasser.

Hinzu kommen lückige Bachröhrichte vor allem aus Flutendem Schwaden (*Glyceria fluitans*), Bachberle (*Berula erecta*) und Brunnenkresse (*Nasturtium officinalis*), die mit zunehmender Lauflänge in Flussröhrichte mit Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) übergehen.

- Ufer- und Auenvegetation: In den Oberläufen kommen uferbegleitende Bach-Erlen-Eschenwälder (*Alnion*) und in versumpften Geländemulden auch Erlenbruchwälder (*Alnion*) vor. Mit zunehmender Lauflänge wird der Bach-Erlen-Eschenwald durch einen Weidenufersaumwald (*Salicion albae*) ersetzt (oberhalb des Süßen Sees). Kleinflächig treten auch offene Sümpfe (Röhrichte, Seggen- und Binsenrieder) auf.
- Umgebung: Die Quellregionen der Bäche sind umgeben von Drahtschmielen- und Hainsimsen-Eichen-Rotbuchen-Waldgebieten, der weitere Verlauf oberhalb des Süßen Sees von Traubeneichen-Hainbuchen-Waldgebieten (MUN 1994).

Vegetation / Flora Standgewässer:

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Vor Beginn der menschlichen Besiedelung dürften die Ufer der Mansfelder Seen wahrscheinlich vollständig von Schilf- und Rohrglanzgrasröhrichten, Seggen- und Binsenriedern mit Elementen der Salzsümpfe umgeben gewesen sein. Die nicht grundwasserbeeinflussten Bereiche waren aller Wahrscheinlichkeit nach bewaldet und dem winterlindenreichen Traubeneichen-Hainbuchenmischwald zuzuordnen (Gries et al. 1996 a, b). Die Seen waren besiedelt durch Makrophyten (Krümmling 1936, Klapper & Scharf 1998: 81f.) und Armeleuchter- und Schlauchalgen (ebd., Klapper 2000: 24).⁵⁹⁴

Umweltqualitätsstandards: Die Röhrichtvegetation am Süßen See erstreckte sich 1993 auf ca. 80% der Uferlänge (Köck & Zupke 1993). Diese Ausdehnung der Röhrichte soll als unterste Grenze (\geq *Status quo*) für den Süßen See dauerhaft erhalten werden. Am wieder entstehenden Salzigen See soll eine Entwicklung von Röhrichten mindestens in derselben Größenordnung (\geq *80% der Uferlänge*) angestrebt werden. Beide Festlegungen sind Ergebnis der Abstimmung des Umweltqualitätszielkonzepts mit den regionalen Umweltexperten.⁵⁹⁵

Für die Artenzusammensetzung der Röhrichte und angrenzenden Feuchtgebiete werden keine Zielarten festgelegt. Stattdessen wird auf der Grundlage der Untersuchungen von Weiss et al. (1998) auf die Vorkommen von Feuchtgebiets- und Röhrichtarten Mitte des 19. Jahrhunderts und zum gegenwärtigen Zeitpunkt Bezug genommen. Als Umweltqualitätsstandard wird formuliert, dass das angestrebte *Artenspektrum über dem des Status quo nach Weiss et al. (1998)* liegen soll. Diese weitgefaste Zielbestimmung begründet sich durch die außerhalb der wasserwirtschaftlichen Belange zu klärende Frage, inwieweit die für zahlreiche Arten erforderliche extensive Nutzung von Feuchtwiesen oder die Renaturierung von Niedermoorstandorten durch Maßnahmen Dritter realisiert werden kann.

⁵⁹⁴ Nach Klapper & Scharf (1998: 81f.) wahrscheinlich *Chara aspera* (Dethard) Willdenow, *Chara fragilis* Desvaux oder *Chara connivens* Salzmann, Gattung *Nitella* und *Potamogeton*.

⁵⁹⁵ Der gutachterliche Vorschlag einer weitestgehend vollständigen Röhrichtzone um das limnologisch labile System des wieder entstehenden Salzigen Sees wurde vom Umweltdezernat des betroffenen Landkreises als nicht hinreichend begründbar abgelehnt.

Bezüglich des Makrophytenbewuchses am Seegrund wird für den Süßen See auf der Grundlage von Hoehn et al. (1997a: 108) eine zumindest teilweise (\geq *Status quo*), für den wieder entstehenden Salzigen See nach Klapper & Scharf (1998: 7) eine *überwiegende Besiedlung* angestrebt. Die Artenzahl wird nach den von Ule (1895) beschriebenen historischen Verhältnissen, die allerdings bereits anthropogen überprägt gewesen waren, voraussichtlich nur gering sein.

Zielarten Fischfauna Fließgewässer

Nach der Gliederung von Niehoff (1996) gehören die Oberläufe des Flach- und Hügellandes zur Forellenregion (vgl. auch Gunkel 1996). Die Äschenregion fehlt im Flachland und ist auch im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen nicht bekannt (Hoehn, schr. Mitt. 1997). Zupke (1997) und Wüstemann (1997) bestätigen diese Einordnung, wobei Wüstemann darauf hinweist, dass die Salza nach dem Abfluss der Mansfelder Seen keiner Fischzone mehr zuzurechnen ist. Typusfisch der Forellenzone der Bäche im unteren Mittelgebirge bis ins Flachland ist die Bachforelle. Sie benötigt mindestens 5,5 mg O₂/l (Zupke 1997).

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Über die Fischfauna der Fließgewässer geben historische Quellen nur begrenzt Auskunft. Aussagekräftiger ist die Beschreibung der Fischarten in den Mansfelder Seen (Rossner 1932), wobei auch Hinweise auf überwiegend in Fließgewässern vorkommende Arten zu finden sind. Als typische Vertreter sauberer Fließgewässer wird der Kaulkopf (= Westgroppe – *Cottus gobio*) genannt. Erwähnung findet auch der Kleine (Neunstachelige) Stichling (*Pungitius pungitius*). Die anderen bei Rossner aufgeführten Arten sind vor allem an Standgewässer gebunden.

Bemerkenswert ist der Hinweis, dass nach einem durch Salzwasser verursachten Fischsterben 1880 im Süßen See Fischbrut eingesetzt wurde. Darunter befanden sich auch Lachse (*Salmo salar*). Rossner (1932) geht davon aus, dass nur aus Versehen nicht einheimische Arten eingesetzt wurden.

Weitere historische Quellen auf Fischarten der Fließgewässer aus dem Einzugsgebiet liegen bisher nicht vor. Für das sich im Nordwesten anschließende Einzugsgebiet der Wipper zitiert Demmel (1927) eine Schrift aus dem Jahr 1743, in der zum Fischbestand steht: "Forellen, Schmerlen, Gründlinge, schmackhafte Bachkrebse in großer Zahl".

Gegenwärtig kommen nach MUN (1994) im Unterharz neben Bachforelle und Westgroppe auch Elritze und Bachneunauge vor. Im Bezugsraum gilt dies für die Oberläufe von Kliebig-, Dippels- und Vietzbach.

Umweltqualitätsstandard: Für die Forellenregion geben Wüstemann (1997) und Zupke (1997) unter Berücksichtigung der historischen Befunde als wichtige Fischarten Bachforelle (*Salmo trutta* f. *fario*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Westgroppe (*Cottus gobio*), Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Elritze (*Phoxinus phoxinus*) an. Mit Erreichen der morphologischen, hydrologischen und physiko-chemischen Soll-Zustände sind für diese Arten potenzielle Lebensräume gegeben. Für die Zuflüsse zu den Mansfelder Seen werden deshalb *Bachforelle*, *Westgroppe*, *Schmerle*, *Elritze* und *Bachneunauge* als Zielarten festgelegt.

Zielarten Fischfauna Standgewässer

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Über den historischen Fischbestand in den Mansfelder Seen gibt es umfangreiche Hinweise. Dass dieser sehr groß und für die Fischer lange Zeit auch ertragreich gewesen sein muss, belegen verschiedene Quellen. So waren im Jahr 1582 acht Fischzeuge⁵⁹⁶ auf den Mansfelder Seen zugelassen (Rossner 1932). Hauptnutzfische waren Aal, Hecht, Karpfen und Weißfische. Der Autor nennt insgesamt 18 Fischarten der Mansfelder Seen. Ukelei (*Alburnus alburnus*), Steinbeißer (*Cobitis taenia*) und Bitterling (*Rhodeus sericeus*) traten 1987 nicht mehr auf (AK Ichthyofaunistik Halle 1987). Dagegen wird der Zander (*Stizostedion lucioperca*) als aktuell wichtigster Nutzfisch nicht erwähnt. Da dieser schmackhafte Fisch mit Sicherheit genutzt worden wäre, ist davon auszugehen, dass diese Art erst nach 1984/85 (Krause 1995, 1996) eingesetzt worden ist.

Bei den 4 anderen Arten, die 1932 nicht erwähnt wurden, ist für Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) und Schlammpeitzker (*Misgurnus fossilis*) aufgrund geringer fischereilicher Bedeutung ein Übersehen möglich. Unterschiede hinsichtlich des Artenbesatzes zwischen Süßem und Salzigem See werden bei Rossner (1932) nicht genannt. Im Allgemeinen war der Salzige See wegen seiner Größe und der höheren Anzahl an Fischereigenossenschaften aus fischereilicher Sicht der ertragreichere.

Umweltqualitätsstandards:

Süßer See:

Aktuell wird der Süße See als typischer Zandersee eingestuft (Hoehn et al. 1997a, Troschel 1997). Die historischen Angaben über den Fischbesatz lassen jedoch darauf schließen, dass die Mansfelder Seen ursprünglich eher dem Aal-Hecht-Schlei-Typ zuzurechnen waren. Auf der Basis des limnologischen Gutachtens (Hoehn et al. 1997a) und den darin ausgewerteten Untersuchungen des AK Ichthyofaunistik Halle (1987) und von Köck & Zuppke (1993) wird folgende Ichthyozönose als Umweltqualitätsstandard formuliert:

Aal (*Anguilla anguilla*), *Brachsen*, *Blei* (*Abramis brama*), *Dreistachliger Stichling* (*Gasterosteus aculeatus*), *Flussbarsch* (*Perca fluviatilis*), *Gründling* (*Gobio gobio*), *Güster* (*Blicca bjoerkna*), *Hecht* (*Esox lucius*), *Karausche* (*Carassius carassius*), *Kaulbarsch* (*Gymnocephalus cernuus*), *Moderlieschen* (*Leucaspis delineatus*), *Rotaugel/Plötze* (*Rutilus rutilus*), *Rotfeder* (*Scardinius erythrophthalmus*), *Schlammpeitzger* (*Misgurnus fossilis*) und *Schleie* (*Tinca tinca*). Das Verhältnis von *Raubfischen* zu *Friedfischen* soll 30 : 70 betragen (Empfehlung von Hoehn & Troschel, schr. Mitt. 1997 unter Bezug auf Scharf 1994).

Wieder entstehender Salziger See:

Für den künftigen Salzigen See wird aufgrund einer vergleichbaren Morphometrie und einem äquivalenten Zielzustand der Wasserbeschaffenheit vom Vorkommen der Zielarten des Süßen Sees ausgegangen.

⁵⁹⁶ Fischzeug ist eine Art Fischereigenossenschaft, die das Recht hatte, mit einem großen Zugnetz zu fischen.

Bakteriologische und virologische Beschaffenheit (Fließ- und Standgewässer)

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Grundsätzlich ist auch im natürlichen Zustand eine gesundheitlich relevante Belastung von Standgewässern mit bakteriellen Keimen möglich.⁵⁹⁷ In den relativ großen Mansfelder Seen wird jedoch die Verdünnung so hoch gewesen sein, dass eine Krankheitsübertragung im anthropogen unbeeinflussten Zustand praktisch ausgeschlossen werden kann.

Tabelle 3-20: Mikrobiologische Parameter der EU-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer (76/160/EWG)

Parameter	Einheit	Leitwert [Anzahl Keime]	Imperativer Wert [Anzahl Keime]
gesamtcolidforme Bakterien	je 100 ml	500	10.000
fäkalcoliforme Bakterien	je 100 ml	100	2.000
Streptococcus faec.	je 100 ml	100	-
Salmonellen	je 1 l	-	0
Darmviren	je 10 l	-	0

Umweltqualitätsstandards: Nachdem eine Rekonstruktion der ursprünglichen bakteriologischen Beschaffenheit nicht möglich ist, orientieren sich die Soll-Werte der Umweltvorsorge an Grenz- und Orientierungswerten für eine im Hinblick auf die Wasserbeschaffenheit empfindliche Nutzungsart, der Badenutzung. Entsprechend werden – unabhängig von künftigen Nutzungskonzeptionen – die Leitwerte der EU-Badegewässerrichtlinie (siehe Tab. 3-20) als Umweltqualitätsstandards für die Mansfelder Seen festgelegt.

Für die Fließgewässer des Bezugsraums werden dieselben Anforderungen an die bakteriologische Beschaffenheit gestellt wie für die Mansfelder Seen. Die Fließstrecken bis zur Einmündung in die Seen sind zu kurz, als dass von einer vollständigen Eliminierung von Keimen und Viren ausgegangen werden kann. – Aufgrund der Erfassung zum stofflichen Routinemessprogramm der Wasserwirtschaftsverwaltung wurde dieser Standard im Bewirtschaftungsplan unter Beschaffenheit abgehandelt. In der vorliegenden Arbeit ist dies entsprechend korrigiert worden.⁵⁹⁸

Morphologie der Standgewässer

Für die Schichtung und Zirkulation sowie die Besiedlung von Standgewässern spielen die morphologischen Verhältnisse eine maßgebliche Rolle (vgl. Schwoerbel 1999: 63ff.). Ein Kartierungsverfahren analog zu den Fließgewässern ist hierfür bisher nicht bekannt. Um für die künftige Bewirtschaftung von Seegrund und Ufern dennoch eine normative Orientierung zu eröffnen, wurden vier Zielkriterien vorgeschlagen und nach deren teilweise Modifizierung durch die Beteiligten festgelegt.

⁵⁹⁷ Beispielsweise wird das "beaver fever" in Nordamerika über das Süßwasser übertragen.

⁵⁹⁸ Siehe Kap. 3.4.4.2.

Seegrund (Benthal)

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Aufgrund der hydrographischen Lage des Einzugsgebiets und der darin vorkommenden Böden ist für die Mansfelder Seen bereits im natürlichen Zustand von einem feinklastischen, in der Regel Sandgröße nicht überschreitenden Sediment auszugehen. Wie zuvor beschrieben, war es ursprünglich durch den Aufwuchs von submersen Makrophyten gekennzeichnet.

Umweltqualitätsstandard: Die im Süßen See bestehende Schlammschicht soll nach Einschätzung des limnologischen Gutachtens (Hoehn et al. 1997a) nicht entfernt werden.⁵⁹⁹ Aufgrund dieser irreversiblen Verhältnisse lässt sich die ursprüngliche Sohlstruktur nicht wieder herstellen. Eine allmähliche *Besiedelbarkeit durch eine Benthalfauna und Makrophyten* scheint dennoch möglich (ebd.), ohne dass die zu erwartenden Arten durch Untersuchungen prognostiziert worden sind. Entscheidender Einflussfaktor werden die künftigen Schwebstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet sein.

Für den wieder entstehenden Salzigen See geben Klapper & Scharf (1998) keine Hinweise auf die Gefahr eines toxischen bzw. faulschlammigen Sediments. Die Autoren setzen allerdings außer der Stoffrückhaltung im Einzugsgebiet (siehe unten) Maßnahmen vor der Wiederbespannung voraus, welche die *Stoffeinträge aus dem trocken liegenden Seeboden auf ein Minimum* beschränken (vgl. auch Altermann & Schrödter 1997: 51). Insofern ist auch für diesen See von einer künftigen *Besiedelbarkeit durch eine Benthalfauna und Makrophyten* auszugehen.

Gewässerufer/-umfeld

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Im natürlichen Zustand waren die Ufer der Mansfelder Seen vollständig mit einer naturraumtypischen Röhrichtvegetation bewachsen (siehe oben). Die Ufer sind mit Ausnahme flach auslaufender Uferbereiche schmal gewesen (Klapper 2000: 29, Gries et al. 1996a,b).

Umweltqualitätsstandard: Im Laufe der Geschichte wurden an den flachen Ufern des Süßen Sees die Orte Seeburg, Aseleben, Lüttchendorf und Wormsleben gegründet. Die beiden Letzteren liegen heute infolge niedrigerer Wasserspiegel und Verlandung nicht mehr direkt am See. In den letzten Jahrzehnten haben sich vor allem an der Südseite Bungalowsiedlungen entwickelt. Sie haben zu einem starken Zurückdrängen des Schilfgürtels, Uferverbau etc. geführt (Köck & Zupke 1993).

Zur Erhaltung der gewässertypischen Uferstruktur wurde für den Süßen See folgender Umweltqualitätsstandard festgelegt: *keine weitere Uferbefestigung (unvermeidbare Befestigungen in ingenieurbioologischer Bauweise)*. In den Röhrichtgürteln soll keine Form einer weiteren Uferbefestigung zugelassen werden. Im Hinblick auf das zunächst äußerst labile limnologische System des wieder entstehenden Salzigen Sees ist jegliche Form der Uferbefestigung kritisch zu beurteilen. Eine vollständige Unterbindung einer Uferbefestigung fand bei der beteiligten Öffentlichkeit jedoch keine Zustimmung. Der Umweltqualitätsstandard wurde daraufhin wie folgt formuliert: *unvermeidbare Uferbefestigung in ingenieurbioologischer Bauweise*.

⁵⁹⁹ (Stoff-Remobilisierung, technische und finanzielle Machbarkeit)

Zum Schutz des Süßen Sees und des wieder entstehenden Salzigen Sees sollen deren Ufer auf einer Breite von mindestens 10 m von *Gewässerschonstreifen mit naturbetonter Gehölz- und Krautvegetation* umgeben sein. Ausnahmen sollen nur für die Uferabschnitte mit intensiver Nutzung des Wasser-Land-Übergangsbereichs für den Gemeingebrauch zugelassen werden.

Stoffhaushalt der Standgewässer

Aus dem Umweltqualitätsziel zur dauerhaften Stabilisierung der Mansfelder Seen⁶⁰⁰ ergeben sich verschiedene Anforderungen an deren Stoffhaushalt. Aus dem Bereich der Limnologie stehen diesbezüglich eine Reihe von Indikatoren zur Verfügung, für die Zielkriterien begründet und festgelegt worden sind. Hierzu gehören der Trophiegrad, Stoffbilanzen sowie Stoffdepositionen und -konzentrationen. Von den europäischen Leitlinien ist in diesem Zusammenhang grundsätzlich die EU-Fischgewässerrichtlinie (78/659/EWG) von Bedeutung.

Ergänzend findet für die naturbezogene Nutzung die EU-Richtlinie zur Qualität von Badegewässern (76/160/EWG) Berücksichtigung. Zwar spielt unter dem Aspekt der Umweltvorsorge die Nutzbarkeit zunächst eine untergeordnete Rolle, da vorübergehende Nutzungsinteressen (z.B. günstige Abwasserentsorgung) langfristig die Erreichung anspruchsvollerer Nutzungen (z.B. Baden, Trinkwasserentnahme) ausschließen können. Für die Mansfelder Seen wird über die Verordnung über die Regelung des Gemeingebrauchs an den Mansfelder Seen im Landkreis Mansfelder Land (1994) jedoch bereits die hinsichtlich der Wasserqualität anspruchsvolle Nutzung des Süßen Sees als Badegewässer festgelegt.

Trophiegrad

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Eine Zuordnung der Mansfelder Seen in eine Trophieklasse findet man in historischen Schriften verständlicherweise nicht. Das Studium dieser Quellen, vor allem der Fischereichroniken, gibt keinen Hinweis auf eine übermäßige Eutrophierung, wie starkes Algenwachstum oder trophisch bedingtes Fischsterben. Handke (1941) weist auf die hohe Konstanz des jahreszeitlichen Rhythmus der chemischen Faktoren im Süßen See hin. Die bei den paläolimnologischen Untersuchungen von Klapper & Scharf (1998: 49) nachgewiesenen Armleuchtergewächse und die größere Bedeutung der Aufwuchskomponenten statt des Planktons bei den Kieselalgen sind nur unter mesotrophen Verhältnissen erklärbar.

Auch die grundsätzlichen morphometrischen Randbedingungen der Mansfelder Seen und die hydrographischen Gegebenheiten der Einzugsgebiete führen bei einer Einstufung nach TGL 27885/01 zu mesotrophen Verhältnissen. Vor Einsetzen der Rodungstätigkeit dürften die morphometrischen Gegebenheiten allerdings noch deutlich günstiger gewesen sein als in der Gegenwart. Durch den nutzungsbedingt stark erhöhten Sedimenteintrag hat sich die Seefläche des Süßen Sees im Westen sukzessive verkleinert. Wie erwähnt ist außerdem davon auszugehen, dass die reale bzw. potenzielle Tiefe der beiden Mansfelder Seen wesentlich größer gewesen ist (Wöhlbier 1933, Neuss 1995).

⁶⁰⁰ Für die künftigen Restlochseen des Tagebaus Amsdorf lagen keine stoffhaushaltlichen Prognosen vor, die eine vergleichbare Behandlung im Umweltqualitätszielkonzept zugelassen hätten.

Umweltqualitätsstandard: Entscheidend für die Festlegung des langfristig anzustrebenden Trophiegrades ist die Einschätzung der Reversibilität der Veränderung der Morphometrie sowie der nutzungsbedingt aus den jeweiligen Teileinzugsgebieten eingetragenen Stofffrachten. Dabei sind insbesondere die Veränderungen der Landnutzung auf mindestens 87,4 % der Einzugsgebietsfläche vor allem durch Landwirtschaft, Siedlungen und Bergbau zu berücksichtigen.

Nach dem limnologischen Gutachten von Hoehn et al. (1997a) erscheint für den Süßen See bei einer umfassenden Reduzierung der Phosphateinträge (siehe unten) mittel- bis langfristig ein *mesotropher, ggf. schwach eutropher Zustand* erreichbar. Die gegenüber dem ursprünglichen Zustand irreversibel veränderte Morphometrie wurde dabei nach TGL 27885/01 berücksichtigt. Derselbe Trophiegrad kann nach der limnologischen Prognose von Klapper & Scharf (1998) auch für den wieder entstehenden Salzigen See als Umweltqualitätsstandard gelten. Nach DVWK (1988) ist damit für beide Seen zugleich die angestrebte Nutzung als Badegewässer möglich.

Weitergehende Umweltqualitätsstandards nach dem sehr differenzierten Trophic-State-Index (TSI) von Carlson (1977) wurden im limnologischen Gutachten für den Süßen See (Hoehn et al. 1997a) nicht vorgeschlagen. Begründung dafür ist die starke Abweichung zwischen den Einzelindizes für Gesamtphosphor, Chlorophyll-a und Sichttiefe im Ist-Zustand, aufgrund der die Methode keine arithmetische Mittelung zulässt. Stattdessen wird zusätzlich zu dem Orientierungswert für den Trophiegrad ein Monitoring während der Sanierung des Süßen Sees mit Hilfe des Chlorophyll-a-Index empfohlen.

(Gesamt-)Phosphor

Phosphor ist in der Regel derjenige Nährstoff, der die trophischen Verhältnisse von Standgewässern maßgeblich bestimmt (Schwoerbel 1999: 149ff.). Für den Trophiegrad kommt deshalb neben dem Verhältnis von mittlerer Gewässertiefe und Verweilzeit der flächenbezogenen Belastung mit Ortho-Phosphat eine entscheidende Rolle zu (vgl. Vollenweider & Kerekes 1982, TGL 27885/01).

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Angaben zur Rekonstruktion der Zufuhr und der Gehalte an Phosphor in den Mansfelder Seen für den ursprünglichen Zustand stehen nicht zur Verfügung. Allerdings wäre aufgrund der für den Salzigen See paläolimnologisch bestimmten mesotrophen Verhältnisse (Klapper & Scharf 1998: 49) eine annähernde Rekonstruktion denkbar. Hierfür müssten jedoch etliche Annahmen hinsichtlich Wasserstand, Verweilzeit, Bodenzustand und konkreter Vegetationsbedeckung im Einzugsgebiet getroffen werden. Um die damit verbundene Unsicherheit zu vermeiden, wird der Phosphorhaushalt unter den heutigen Bedingungen betrachtet.

Die beiden limnologischen Untersuchungen von Hoehn et al. (1997a; Süßer See) und Klapper & Scharf (1998) kommen zu dem Ergebnis, dass die heutigen morphometrischen Bedingungen und vorhandenen Rücklösungspotenziale bei einer geeigneten Reduzierung der P-Zufuhr langfristig eine Erreichung des angestrebten mesotrophen Zustands zulassen. Nachdem bei der Begründung des Leitbilds diesbezüglich erhebliche Reduktionspotenziale identifiziert wurden, gilt es maximale Zuflusskonzentrationen bzw. -frachten zu bestimmen.

Umweltqualitätsstandards: Die Begründung des Umweltqualitätsstandards für den Süßen See stützt sich auf die Ergebnisse des limnologischen Gutachtens von Hoehn et al. (1997a). Zur langfristigen Gewährleistung eines mesotrophen Zustands werden $\leq 27 \mu\text{g TP/l}$ im Seewasser und $\leq 65 \mu\text{g TP/l}$ *mittlere Konzentration* sämtlicher Zuflüsse angegeben.⁶⁰¹ Der vorgeschlagene Standard für den Zulauf deckt sich in etwa mit den Ergebnissen von Both (1992), der als Maximum für o-PO₄-P $62 \mu\text{g/l}$ ⁶⁰² ermittelt hat.

Für den wieder entstehenden Salzigen See wird von Klapper & Scharf (1998) eine maximale Konzentration sämtlicher Zuflüsse von $120 \mu\text{g o-PO}_4\text{-P/l}$ vorgeschlagen. In Gesamtposphor umgerechnet lautet der übereinstimmend festgelegte Umweltqualitätsstandard $\leq 160 \mu\text{g TP/l}$ (RP Halle 2001).

Stickstoff : Phosphor-Verhältnis

Stickstoff und Phosphor stehen in Binnengewässern über die N₂-Fixierungskapazität in engem Zusammenhang als Eutrophierungsfaktoren (Steinberg & Melzer 1992). Ihr Verhältnis ist maßgeblich für Artenspektrum und Abundanzen des Phytoplanktons. Es kann als Quotient Gesamtstickstoff (TIN) zu Gesamtposphor (TP), anorganischer gelöster Stickstoff (DIN) zu gelöstem Phosphat (DIP) bzw. partikulärem N zu P ausgedrückt werden. Mit Hilfe der erhobenen Daten (keine Analyse partikulärer N) werden im limnologischen Gutachten für den Süßen See die Verhältnisse des DIN (hier: \equiv TIN) zu TP sowie das Verhältnis der algenverfügbaren Nährstoffe DIN zu Ortho-Phosphat ermittelt (Hoehn et al. 1997a).

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Für die genannten Parameter liegen keine Abschätzungen der ursprünglichen Verhältnisse vor. Aus diesem Grund wird auf limnologische Erkenntnisse hinsichtlich der Blaualgen-Dominanz Bezug genommen.

Umweltqualitätsstandard: Als kritischer Bereich für eine Dominanz N₂-fixierender Blaualgen im Sommer wird bei Hoehn et al. (1997a) unter Bezugnahme auf Thornten & Rast (1993) und Morris & Lewis (1988) ein Verhältnis von *gelöstem anorganischem Stickstoff (DIN \equiv TIN) zu Gesamtposphor (TP)* zwischen 4 : 1 und 7 : 1 angegeben. Unter Verweis auf den Vorsorgegrundsatz findet als Umweltqualitätsstandard für den Süßen See der strengere Wert 7 : 1 Verwendung. Für das Verhältnis von *gesamtem anorganischem Stickstoff (TIN) zu Ortho-Phosphat* wird wiederum in Bezug auf ein Massenaufreten von Cyanobakterien von Hoehn et al. (1997a) basierend auf Klapper (1992) ein kritischer Wert von 10 : 1 empfohlen. Nach Bestätigung der Sinnfälligkeit dieses Wertes für den wieder entstehenden Salzigen See durch Klapper (1997; mdl. Mitt.) wurde er für alle Mansfelder Seen ebenfalls als Standard vorgeschlagen und festgelegt (RP Halle 2001).

⁶⁰¹ Hierbei wurde von den Autoren das hohe Rücklösungspotenzial von Phosphor aus dem Sediment berücksichtigt (Hoehn et al. 1997: 90ff.).

⁶⁰² Der Anteil des Ortho-Phosphats beläuft sich bei den Zuflüssen im Bezugsraum auf etwa 75 % des Gesamtposphors, d.h. auf $83 \mu\text{gTP/l}$.

Chlorophyll-a

Außer Gesamtphosphor ist der Gehalt an Chlorophyll-a ein entscheidender Faktor für die Bestimmung des Trophic-State-Index (Carlson 1977). Wegen der Abstände zum Index für Gesamtphosphor im Süßen See sehen Hoehn et al. (1997a) in diesem Teil-Index sogar die maßgebliche Größe.

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Für den Chlorophyll-a-Gehalt liegen keine Abschätzungen der ursprünglichen Verhältnisse vor. Er wird deshalb analog zum Phosphor über den Trophiegrad begründet.

Umweltqualitätsstandard: Der angestrebte mesotrophe Zustand des Süßen Sees wird nach Hoehn et al. (1997a) durch einen Chlorophyll-a-Gehalt von 2,6 bis 20 µg/l (in der euphotischen Zone) indiziert. Als konkreten Soll-Wert geben die Autoren < 10 µg/l an. Dies entspricht einem Chlorophyll-a-Index von 53. Die Konzentration wurde für beide Mansfelder Seen als Umweltqualitätsstandard festgelegt (RP Halle 2001).

Sichttiefe

Die Sichttiefe ist einerseits als Resultat aus der Intensität der photoautotrophen Phytoplanktonproduktion eng mit dem Trophiegrad verbunden. Andererseits ist sie eine wichtige Rahmenkondition für die verschiedenen Gewässerfunktionen (Einstrahlung, Zusammensetzung der Gewässerbiozöten) und Nutzungen (Baden, Fischerei).

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Für die ursprünglichen Sichttiefen in den Mansfelder Seen sind keine quantitativen Angaben möglich; das Vorkommen von Armelechtern lässt jedoch auf ein hohes Maß an Klarheit des Pelagials schließen. Die Begründung des Umweltqualitätsstandards stützt sich primär auf den Standard zur Trophie. Darüber hinaus finden naturbezogene Nutzungen Berücksichtigung, soweit sie bezüglich der Sichttiefe sehr anspruchsvoll sind.

Umweltqualitätsstandard: Über den Trophiegrad "mesotroph" ergibt sich nach dem Trophic-State-Index (Carlson 1977) eine Mindest-Sichttiefe von 1- 2 (4) m (= Index 60-50 (40)). Bezieht man die Badenutzbarkeit der Mansfelder Seen mit ein, dann ist nach der EU-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer (76/160/EWG) als Leitwert eine Sichttiefe > 2 m zu beachten. Damit soll unter anderem ein schnelles Bergen Ertrinkender gewährleistet werden. Unter Berücksichtigung beider Aspekte wurde als Umweltqualitätsstandard für die Mansfelder Seen *mindestens 2 m Sichttiefe* festgelegt (RP Halle 2001).

Salzgehalt

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Klapper & Scharf (1998) geben aufgrund paläolimnologischer Untersuchung im Bereich des wieder entstehenden Salzigen Sees einen Übergang von oligohalinen zu mesohalinen Verhältnissen vor ca. 2.000 Jahren an.^{603,604} In Anbetracht einer analogen Genese können ähnli-

⁶⁰³ Die Angaben beziehen sich auf paläolimnologische Untersuchungen eines Bohrkehrs am See- grund des ehemaligen Salzigen Sees (ca. 500 Jahre zurückgehend). Durch deutliche naturräumliche

che Verhältnisse auch für den Süßen See zugrunde gelegt werden. Die Salzkonzentration im Süßen See war mindestens seit Beginn des 18. Jahrhunderts, wahrscheinlich aber noch früher, durch immer wiederkehrende Solewassereinträge aus unterseeischen Zuflüssen und chloridhaltigen Abwässern der Bösen Sieben gekennzeichnet (Ockert 1964: 39ff.).

Ule (1932) erwähnt, dass aus diesem Grund das Wasser des Salzigen Sees unmittelbar vor dessen Verschwinden süßer war als das des Süßen Sees. Salzquellen und -wiesen an mehreren Mansfelder Seen deuten auch heute noch auf hohe Salzgehalte im Grundwasser hin (vgl. Spilker 1996).

Umweltqualitätsstandard: Im Süßen See ist ein erhöhter Salzgehalt weitgehend irreversibel. Die historischen Angaben über den Gesamtsalzgehalt liegen zwischen 1.032 mg/l⁶⁰⁵ (Colditz 1914) und 4.234 mg/l (Ockert 1964: 40) mit einer Mehrzahl der Messwerte zwischen 2 bis 3 g/l Salzhalt. Eine Rückführung der vorhandenen Salzkonzentrationen durch Bewirtschaftungsmaßnahmen ist ausgeschlossen. Eine langfristige Verdünnung ist nur durch die von Spilker et al. (1999) konstatierte Abnahme der Salzgehalte im Grundwasser zu erwarten. Um zusätzliche nutzungsbedingte Salzeinträge zu begrenzen, wurde für den Süßen See folgender Umweltqualitätsstandard zum Gesamtsalzgehalt formuliert: keine durch künftige Nutzungen bedingte *Überschreitung des Status quo*.

Auch bei Wiederentstehung des Salzigen Sees wird dieser eine erhöhte Salzkonzentration aufweisen. Haupteintragsquellen sind das Wasser des Erdeborner Stollens und lokale Salzaustritte am Seegrund. Eine Abschätzung der irreversiblen Salzgehalte des Pelagials kann derzeit nicht erfolgen. Durch den geringeren bergbaulichen Einfluss ist von niedrigeren Werten als am Süßen See auszugehen. Die Angabe eines Umweltqualitätsstandards erschien deshalb nicht sinnfälliger.

Sedimenteintrag

Sowohl für die Beschaffenheit des Seegrundes (Profundal) als auch die Verlandung spielt die Menge der in Standgewässer eingetragenen Sedimente eine wichtige Rolle. Durch die weitestgehende Lössüberdeckung⁶⁰⁶ in Verbindung mit den sommerlichen Starkniederschlagsereignissen⁶⁰⁷ ist dies gerade auch für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen der Fall.

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Über die ursprünglich in die Seen eingetragene Sedimentfracht liegen bisher keine Angaben vor. Suderlau (1973) hat für den Salzigen See auf der Grundlage von absoluten Altersbestimmungen und Sedimentmächtigkeiten jährliche Sedimentationsraten von etwa 0,6 mm/a (jüngerer

Analogien zwischen Süßem und ehemaligem Salzigen See (Klapper 2000: 26) werden hier die Ergebnisse auch für den Süßen See zugrunde gelegt.

⁶⁰⁴ Siehe Kap. 3.4.2.

⁶⁰⁵ Hierbei handelt es sich um den Abdampfdruckstand. Der tatsächliche Salzgehalt liegt etwa 10 % darunter.

⁶⁰⁶ Siehe Kap. 3.1.2.3.

⁶⁰⁷ Siehe Kap. 3.1.2.2.

Sedimentkomplex) und 3,8 mm/a (älterer Sedimentkomplex) ermittelt. Er gelangt zu der Einschätzung, dass nur ein Teil als Sedimenteintrag von außen erfolgt ist.

Zinke (1993) geht davon aus, dass die im westlichen Seebecken des Süßen Sees mit maximal 5,1 m, im mittleren Seeteil mit > 3 m gemessenen Schlammmächtigkeiten höchstens zur Hälfte der natürlichen Sedimentfracht zugerechnet werden können. Die vorhandene Sedimentauflage des Süßen Sees wurde nach Hoehn et al. (1997a: 167) und Zinke (1993) als irreversibel eingestuft (siehe oben). Im ehemaligen Salzigen See hat nach Altermann & Schrödter (1997: 50) keine analoge Entwicklung stattgefunden, wenngleich auch hier die Ergebnisse von Frühauf & Schmidt (1999) einen nennenswerten Eintrag über die Querne-Weida nachweisen.

Umweltqualitätsstandards: Regionalisierte Größen ließen sich insbesondere mittels Szenarioanalyse der heutigen potenziellen natürlichen Verhältnisse bestimmen. Nachdem hierfür die finanziellen Mittel nicht zur Verfügung standen, wird zur Begründung von Umweltqualitätsstandards auf ein Verfahren aus der Literatur zurückgegriffen. Maniak (1997: 493) gibt für Gebiete unterschiedlicher Reliefenergie Regressionsbeziehungen zwischen der Einzugsgebietsfläche und dem Feststoffabtrag an. Danach lassen sich für die beiden künftigen Mansfelder Seen bezogen auf die Region „Mittelgebirge/Flachland“ folgende Soll-Werte berechnen:

$$\text{Süßer See: } 160 \text{ km}^2 * 12,0 \text{ t/km}^2 = 1.920 \text{ t/a}$$

$$\text{Salziger See: } 235 \text{ km}^2 * 11,9 \text{ t/km}^2 = 2.797 \text{ t/a}$$

Als Umweltqualitätsstandard wurden gerundet für den Süßen See ein jährlich tolerierbarer Feststoffeintrag von $\leq 1.900 \text{ t/a}$, für den Salzigen See von $\leq 2.800 \text{ t/a}$ festgelegt. Dies entspricht bei unter Wasser sedimentiertem Schlamm einem Volumen von ca. 1.700 m^3 bzw. ca. 2.500 m^3 . Die Angabe von Jahresfrachten als Umweltqualitätsstandard erscheint sinnfälliger, da sie auch die besonders schwebstoffreichen Hochwasserereignisse umfassen. Ihre Bestimmung erfordert allerdings eine ereignisbezogene Probennahme, wie dies bei der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza durchgeführt worden ist (vgl. Baum & Schmidt 1998, Frühauf & Schmidt 1999).

Schwermetalle

Von den Mansfelder Seen war durch den mittlerweile stillgelegten Kupferschieferbergbau und die Montanindustrie bis in die jüngste Vergangenheit vor allem der Süße See einem erheblichen Schwermetalleintrag ausgesetzt (Hoehn et al. 1997a, Schmidt 1997). Nach wie vor werden für die Böse Sieben stark erhöhte Zuflusskonzentrationen nachgewiesen (Springer 1993, Baum & Schmidt 1998). Neben den Austrägen aus der Landwirtschaft (Düngung), Siedlungen (Hausbrand) und Verkehr sind hierfür vor allem die aus Stollenmundlöchern eingeleiteten Grubenwässer (Spilker et al. 1999), die Abspülungen aus Schlackehalden und Deponien (Klöck 1997) sowie der Eintrag schwermetallhaltiger Stäube aus der zurückliegenden Verhüttung ursächlich (TÜV-Bayern 1991, Schmidt 1997: 43, 50f.). Ein momentan nicht näher bestimmbarer Teil dieser Emissionen ist voraussichtlich irreversibel.

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Direkte Hinweise auf ursprüngliche Schwermetallkonzentrationen gibt es nicht. Allerdings wird in der Fischeichronik aus dem Amt Seeburg (Krümmling 1936) auf ein Krebssterben 1750 im Sü-

ßen See durch einen Salzwassereinbruch hingewiesen. Dies lässt den Schluss zu, dass der Edelkrebs zuvor als Nutztier galt und damit auch häufig vorkam. Die durch den Zechsteinausstrich erhöhten Schwermetallgehalte im Seesediment waren also mindestens so niedrig, dass der Edelkrebs noch gute Lebensbedingungen vorfand.

Umweltqualitätsstandards: Aufgrund einerseits fehlender Referenzwerte und andererseits teilweise irreversibler Einträge durch Bergbau und Montanindustrie können derzeit keine regionalen Zielkriterien für die Schwermetallbelastung der Standgewässer begründet werden. Aus diesem Grund werden die durch toxikologische Untersuchungsreihen ermittelten Werte der Zielvorgaben für "aquatische Lebensgemeinschaften" (LAWA 1998e) und Empfehlungen der LAWA (1998b) herangezogen. Sie finden analog zu den Fließgewässern für Sediment und unfiltrierte Wasserphase Verwendung. Für beide Erfassungsmethoden wurden die Werte der chemischen Güteklasse II festgelegt (RP Halle 2001). – Mit dieser Einstufung werden auch die Anforderungen der EU- Fischgewässerrichtlinie (78/659/ EWG) eingehalten.

Mit dieser Festlegung ergeben sich für den Süßen See hinsichtlich der Erreichbarkeit der Umweltqualitätsstandards vergleichbare Probleme wie bei den Fließgewässern. Untersuchungen von Walther (1996) an einer Entnahmestelle mit größter Wassertiefe weisen in den oberen 44 Zentimetern 471 – 2.254 mg/kg Blei, 294 – 1.968 mg/kg Kupfer und 3.483 – 26.031 mg/kg Zink nach. Erst in einer Tiefe von 3,56 bis 8,21 m wird der Geo-Akkumulationsindex nach Turekian & Wedepohl nicht überschritten.

Daraus folgt, dass die Festlegungen im Umweltqualitätszielkonzept bezogen auf die Schwermetallgehalte im Sediment mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht erreicht werden können. Dies gilt zumal sie dort aufgrund der von Hoehn et al. (1997a: 85) bestimmten Redoxpotenziale (≤ 0 mV) weitestgehend immobil sind (Springer 1993, Schmidt 1997: 109).

Für den trocken liegenden Seeboden des wieder entstehenden Salzigen Sees konnten Altermann & Schrödter (1997: 27) keine vergleichbaren Vorbelastungen feststellen. Die Gehalte liegen dort im Bereich regionaler Hintergrundwerte. Eine Erreichung der Umweltqualitätsstandards wäre somit grundsätzlich möglich.

Grundwasserhaushalt

Bei der Konkretisierung des Umweltqualitätsziels zur Schaffung eines „nachsorgefreien, selbstregulierenden Grundwasserregimes mit naturraumspezifisch maximaler Grundwasserneubildung und bestmöglicher Beschaffenheit“ lässt sich im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen nur eingeschränkt auf die ursprünglichen Verhältnisse rekurrieren. Die Veränderungen durch Bergbau, Altindustrie und landwirtschaftliche Melioration sind äußerst vielfältig und zum großen Teil irreversibel.⁶⁰⁸ Speziell durch die vorübergehende großräumliche Entwässerung der Mansfelder Mulde sowie die Abgrabung oder Entspannung von Grundwasserleitern ist eine irreversible Veränderung des Gebirges und damit des Grundwasserregimes eingetreten. Die post-montanen Verhältnisse werden sich deshalb deutlich von den Referenz-Verhältnissen unterscheiden.⁶⁰⁹ Soweit mög-

⁶⁰⁸ Siehe Kap. 3.1.2.3.

⁶⁰⁹ Siehe auch Kap. 3.1.2.4.

lich, sollten bei deren Herstellung nachteilige Auswirkungen auf Sachgüter⁶¹⁰ berücksichtigt werden.

Darüber hinaus gilt es die konsensfähige maximale Umwelterheblichkeit vorhandener Altlasten, Deponien, Industriestandorte, landwirtschaftlicher Bodennutzungen, siedlungswasserwirtschaftlicher Maßnahmen etc. in Bezug auf die weitere Beeinträchtigung der Grundwasserbeschaffenheit festzulegen. Vergleichbare Zielkriterien sollten auch für die weitere Grundwasserabsenkung im Umfeld des Tagebaus Amsdorf oder in den Auen und Uferbereichen der Gewässer durch die Landwirtschaft formuliert werden. Allerdings fehlten dahingehend geeignete Untersuchungen, die in die Gesamtbetrachtung hätten einbezogen werden können.

Zum Zeitpunkt der Bearbeitung der Umweltbilanz existierten keine Leitlinien zur Bewertung des Grundwasserhaushalts. Für den Stoffhaushalt des Grundwassers konnte auf Empfehlungen der WHO, die EU-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (80/778/EWG) und die nationale Trinkwasserverordnung (TrinkwVO i.d.F. vom 1.4.1998) zurückgegriffen werden.

Die Aussagen zu mengenmäßigen und chemischen Verhältnissen beziehen sich auf die beiden unterirdischen Einzugsgebiete der Mansfelder und Querfurter Mulde. Sie wurden in Kapitel 3.1.2.4 bereits geologisch kurz charakterisiert und auf ihre weitgehende Kongruenz mit den oberirdischen Einzugsgebieten von Süßem See und wieder entstehendem Salzigen See hingewiesen. Nach LAWA (2003, Teil 3: 33) sind sie als zwei Grundwasserkörper anzusprechen.

Grundwasserneubildung/-dargebot

Für die Verfügbarkeit von Grundwasser sind der unterirdische Abfluss von Niederschlagswasser, die geologischen Verhältnisse sowie die Strömungsverhältnisse des Grundwassers ausschlaggebend (z.B. Wohlrab et al. 1992: 98ff., 203ff.). Im Rahmen der von Pfützner et al. 1996) und Bendel (1993, 1997) durchgeführten hydrologischen bzw. hydrogeologischen Modellierung erfolgte zwar eine flächenkonkrete Ermittlung der Grundwasserneubildung.⁶¹¹ Diese Untersuchungen befassten sich jedoch nicht mit der Bemessung der nutzungsbedingten Veränderungen.⁶¹² Gleiches gilt für das Grundwas-

⁶¹⁰ Vgl. Kommentar von Bunge (1996: 28) zu § 2 UVPG.

⁶¹¹ Die Bestimmung der Höhe der Grundwasserneubildung stellt ein Schlüsselproblem bei den Wasserhaushaltsbetrachtungen im Bezugsraum dar. Je nach Berechnungsansatz schwanken die Werte für das Teileinzugsgebiet Salziger See zwischen 1,1 bis 3,3 l/s*km² (Schroeter 1991). Die Grundwasservorratsprognose für den ehemaligen Bezirk Halle (1987) weist Werte von 1,9- 3,2 l/s*km² aus (Gesamtabfluss n. RASTER), für den Harzbereich 4,8- 4,9 l/s*km². Die Karte der Abflussspenden 1:50.000 enthält Werte zwischen 1,0 - 2,1 l/s*km², für den Harzbereich 2,3 l/s*km². Pfützner (1997) und Bendel (1997) arbeiteten für das Teileinzugsgebiet Süßer See mit Werten von 2,4 - 2,5 l/s*km². Das o. g. Gebietsmittel von 1,5 l/s*km² wird differenziert durch Gebiete mit flurnahem Grundwasserstand (-0,9 l/s*km²) und den Zechsteinausstrichbereich (6 l/s*km²). Der modelltechnisch ausgewiesene Basisabfluss für das Teileinzugsgebiet Süßer See beträgt am Pegel Unterrißdorf ca. 85% des Gesamtabflusses (Bendel 1997).

⁶¹² Grundsätzlich kann auf ackerbaulichen Flächen im Vergleich zur ursprünglichen Waldvegetation von einer Zunahme, auf versiegelten Flächen von einer Abnahme der Grundwasserneubildung ausgegangen werden (vgl. z.B. Ripl 1992).

serdargebot. Aus diesem Grund konnten im Rahmen der vorliegenden Arbeit lediglich allgemein gefasste Zielkriterien formuliert werden.

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: In Anbetracht der weitgehenden Rodung der ursprünglichen Waldvegetation und der grundlegenden Veränderung der geologischen Verhältnisse im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen erschien eine Begründung von Umweltqualitätsstandards über die ursprünglichen Verhältnisse generell nicht sinnfölig. Stattdessen sind emissionsseitige Zielkriterien formuliert worden.⁶¹³

Umweltqualitätsstandards: Aufgrund der angespannten Wasserhaushaltsbilanz im mitteleuropäischen Trockengebiet und der durch stoffliche Belastungen eingeschränkt nutzbaren Grundwasservorkommen im Einzugsgebiet⁶¹⁴ soll die Grundwasserneubildung grundsätzlich soweit möglich gefördert werden. Hierzu soll das *Niederschlagswasser entsprechend der jeweiligen, geologisch bedingten Versickerungsrate weitestgehend*⁶¹⁵ versickert werden, *sofern damit keine Geföhrdung bestehender Sachgüter*⁶¹⁶ sowie des Grundwassers durch Schadstoffeintrag verbunden ist.

Wegen den von der unterirdischen Wasserzufuhr abhängigen Wasserbilanzen der Mansfelder Seen und aus generellen Gründen einer nachhaltigen Nutzung sollen *Grundwasserentnahmen die Höhe der Grundwasserneubildung nicht überschreiten*. Dabei sind jährliche und jahreszeitliche Schwankungen zu berücksichtigen. *Im Einwirkungsbereich grundwasserbeeinflusster Biotope soll keine Wasserföhrderung erfolgen*.

Für den Bereich des Tagebaus Amsdorf (Oberröblingen Becken) standen keine detaillierten Angaben über den weiteren Betriebsablauf zur Verfügung. Aus diesem Grund konnte nur ein globales Zielkriterium formuliert werden: Beschränkung aller bergbaulich bedingten und technologisch begründeten *Entwässerungen räumlich und zeitlich* auf ein *Minimum*. Seine Überprüfung ist Aufgabe des bergrechtlichen Betriebsplanverfahrens.

Grundwasserbeeinflusste Standorte

Die Ufer und Auen der Fließ- und Standgewässer sowie sonstige Standorte wurden bei einer nachweislichen aktuellen oder potenziellen Beeinflussung durch hohe Grundwasserflurabstände eigens unter dem Gesichtspunkt der Zielsetzung thematisiert. Hiermit wird dem Schutz semi-aquatischer Ökotope entsprochen, wie sie mittlerweile in Artikel 4 Ziffer 1 Buchstabe c und Artikel 6 WRRL vorgegeben ist.

⁶¹³ Für das hydrogeologisch gut erkundete Teileinzugsgebiet Salziger See beträgt das Grundwasserdargebot nach STAU Halle (mdl. Mitt. 1999) ca. 34.000 m³/d. Davon entfallen ca. 55 % auf den Muschelkalk-Grundwasserleiter. Etwa 24.000 m³/d davon wurden bisher als maximal nutzbares Dargebot ausgewiesen.

⁶¹⁴ Mansfelder Mulde: insbesondere Salz, Sulfat, Schwermetalle; Querfurter Mulde: teilweise Nitrat.

⁶¹⁵ Durch Wegfall der relativierenden textlichen Erläuterung „nach Möglichkeit vor Ort zu 100%“ (Schanze 1999) kann die Übertragung in die Übersicht der Umweltqualitätsstandards im Bewirtschaftungsplan zu einer missverständlichen Interpretation hinsichtlich einer realen Erreichbarkeit von 100 % führen. Aus diesem Grund wird in der vorliegenden Arbeit abweichend zum Bewirtschaftungsplan die Formulierung „weitestgehend“ verwendet.

⁶¹⁶ Diese Gefahr besteht im Bezugsraum dort, wo während der Wasserhaltung des Kupferschieferbergbaus auf ursprünglich grundwassernahen Standorten Bebauung entstand.

Aquatische, semi-aquatische oder amphibische Schutzgebiete nach der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG) und der Habitatrichtlinie (92/43/EWG) waren zum Zeitpunkt der Aufstellung des Umweltqualitätszielkonzepts noch nicht ausgewiesen (Schanze 1999).⁶¹⁷ Dennoch sind die fragmentarischen Ausprägungen insbesondere von Bachauenwäldern (Gries et al. 1996a,b) und Salzwiesen (Weiss et al. 1998) – soweit nicht als Naturschutzgebiete (NSG) und Flächennaturdenkmale (FND) gesichert – derzeit bereits nach § 20c Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) bzw. § 30 Landesnaturschutzgesetz Sachsen-Anhalt (NatSchG LSA) geschützt.

Darüber hinaus ist nach den heutigen potenziellen natürlichen Verhältnissen auf zahlreichen potenziell semi-aquatischen Standorten die Entwicklung weiterer schutzwürdiger Arten und Lebensgemeinschaften⁶¹⁸ zu erwarten. Nachdem auf derartigen Standorten häufig Grund- und Oberflächenwasser zusammenwirken, wird bei den Zielkriterien ergänzend die oberirdische Überflutung mit betrachtet.

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Eine Rekonstruktion der Gewässerauen vor der Phase der Besiedelung durch den Menschen wäre nur mit sehr hohem Aufwand mittels geologischer Bohrprofile möglich. Nachdem die anschließende Veränderung durch alluviale Schwemmlandböden ohnehin irreversibel ist, erscheint eine Bezugnahme auf die heute pedologisch nachweisbaren Auenstandorte sinnfällig. Diese bedürfen jedoch einer hydrogeologischen Überprüfung, da sie durch Abgrabung der Grundwasserleiter, Laufverlegung und Ausbau der Fließgewässer, die Anlage von Bauflächen und Verkehrsanlagen sowie die Trockenhaltung des ehemaligen Salzigen Sees teilweise weitergehend irreversibel verändert worden sind.

Umweltqualitätsstandard: Für die Bestimmung der grundwasserbeeinflussten Standorte lag für den Bezugsraum noch keine maßstäblich geeignete Bodenkarte⁶¹⁹ vor. Aus diesem Grund sind von der hydrogeologischen Modellierung (Bendel 1993) die Flächen mit einem Grundwasserflurabstand < 2 m nach Wiederentstehung des Salzigen Sees herangezogen worden. Mit Ausnahme der Ufer der Mansfelder Seen liegen sie durchweg innerhalb der berechneten Überschwemmungsgebiete der Fließgewässer (Beller 1998, Pfützner 1999). Da die Überflutungsdynamik ein komplementärer Faktor semi-aquatischer Standorte ist, wurden der Standard für die Grundwasserflurabstände den Überschwemmungsgebieten ($\geq HQ_{100}$) zugewiesen.

Dieser Standard kann aufgrund des regionalen Maßstabs der Modellrechnungen mit der dadurch bedingten Vernachlässigung des Mikroreliefs und von Entwässerungseinrichtungen nur sehr allgemein formuliert werden. Eine Quantifizierung von Gebieten mit konkreten langjährigen mittleren Grundwasserflurabständen und deren Überprüfung wäre nur mit einer aufwendigen, mehrjährigen Beobachtung an Messrohren möglich. Dies kommt für die Pflege- und Entwicklungspläne einzelner Schutzgebiete in Betracht.

Für den Bewirtschaftungsplan wird aus Praktikabilitätsgründen von einer Überprüfung mittels Dokumentation des Rückbaus von Drainagen, der Verfüllung von Entwässer-

⁶¹⁷ Sie wurden erst mit der Endfassung des Bewirtschaftungsplans beigelegt (vgl. RP Halle 2001).

⁶¹⁸ Folgende Biotoptypen mit besonderer Bedeutung für bzw. Abhängigkeit vom Wasserhaushalt stehen nach § 30 NatSchG LSA unter Schutz: Quellbereiche, naturnahe Bach- und Flussabschnitte, naturnahe Kleingewässer, Verlandungsbereiche stehender Gewässer, Röhrichte, Seggen-, binsen- oder hochstaudenreiche Nasswiesen, Sümpfe, Sumpfwälder und Auwälder.

⁶¹⁹ Insbesondere Bodenübersichts- oder -konzeptkarten in den Maßstäben 1 : 25.000 und 1 : 50.000.

rungsgräben etc. innerhalb der genannten Bezugsfläche ausgegangen. Der Standard lautet deshalb: *Fläche mit standortspezifisch hohen Grundwasserflurabständen soll gegenüber dem Status quo vergrößert werden.*

Die gewählte Formulierung ist zweifellos programmatisch. Für eine weitergehende Qualifizierung erschien die Datengrundlage nicht ausreichend. Zusätzliche Ziele für die grundwasserbeeinflussten Standorte sind über die Überschwemmungsgebiete festgelegt.⁶²⁰

Stoffhaushalt des Grundwassers

In Bezug auf die Beschaffenheit des Grundwassers wurden sowohl die Geschüttheit von Grundwasserleitern als auch deren Beschaffenheit betrachtet. Über die beiden Grundwasserkörper im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen hinaus fanden dabei auch konkrete Schutzgebiete sowie die in Kapitel 3.1.2.4 genannten Grundwasserleiter Berücksichtigung.

Geschüttheit des Grundwassers

Für die Bestimmung der Geschüttheit von Grundwasserleitern⁶²¹ existieren eine Reihe von Verfahren (Marks et al. 1992, Hölting et al. 1995) sowie Hydrogeologische (Übersichts)Karten⁶²². Im Rahmen der Bearbeitung von Schroeter et al. (1992) erfolgte für die Querfurter Mulde eine grundwasserleiterbezogene Einschätzung der Geschüttheit auf Basis des hydrogeologischen Kartenwerks der ehem. DDR (HK 50, Karte IV) sowie der TGL 34 334. Danach wird mit Ausnahme des Muschelkalkkomplexes („kein Schutz“) die Grundwassergeschüttheit als „relativ geschützt“ angegeben. Eine vergleichbare Bearbeitung zur Mansfelder Mulde ist nicht bekannt.

Nitratkonzentrationen im Bodenwasser von 130 bis 200 mg/l indizieren eine tatsächlich geringe Geschüttheit des Grundwassers im Bezugsraum. Hinzu kommen gebietstypische anthropogene Verbindungsstrukturen zwischen Oberflächen- und Grundwasser, die unter Umgehung der Bodenpassage zu direkten Stoffeinträgen ins Grundwasser führen. In der Mansfelder Mulde sind dies v.a. bergbauliche Stollen und Schachtanlagen, im Gesamtgebiet zusätzlich Erdfälle, Abwassereinleitungen/-versickerungen in den Untergrund sowie Versinkungserscheinungen an Fließgewässern (z. B. Harzbäche).

Untersuchungen von Hardenbicker (1998) im Teileinzugsgebiet des Salzigen Sees zeigen, dass aufgrund des hohen Porenvolumens und senkrecht verlaufender Grobporen neben der geringen Versickerung über die Bodenmatrix mit einer schnellen Versickerung durch Makroporen zu rechnen ist. Eine von der Autorin vorgesehene Kartierung größerer Flächen des Bezugsraums stand für das Zielkonzept noch nicht zur Verfügung. Auch auf die vorgesehene Kopplung und Anwendung der Modelle CANDY (Franko et al. 1995) und REPRO (Hülsbergen & Diepenbrock 1997) unter Berücksichtigung der Er-

⁶²⁰ Siehe oben unter „Abflussdynamik“.

⁶²¹ Sie geht in erster Linie auf die Verweilzeit des unterirdischen Abflusses im Boden und den geologischen Schichten über den Aquiferen zurück.

⁶²² U.a. Hydrogeologisches Kartenwerk (1987) des Instituts für Wasserwirtschaft der DDR (M: 1:50.000); Hydrogeologische Übersichtskarte des Staatlichen Geologischen Dienstes (HÜK 200).

gebnisse der hydrologischen und hydrogeologischen Modellierung (Pfützner et al. 1996, Bendel 1993, 1997) konnte für eine räumlich differenzierte Information über die Nitrausträge nicht zurückgegriffen werden.^{623, 624}

Als Zielkriterien im Hinblick auf die Geschützttheit des Grundwassers kommen in erster Linie Festlegungen zur Begrenzung von Stoffausträgen auf Standorten mit geringer Filterwirksamkeit der Deckschichten in Frage. Damit handelt es sich um einen emissionsbezogenen Indikator; den Zustand der wasserhaushaltlichen Umwelt gibt alleine die Beschaffenheit des Grundwassers an. Aufgrund der Komplexität der Ausbreitungspfade und Umsetzungsprozesse von Stoffen im Grundwasser erscheint ein solcher komplementärer Indikator dennoch sinnfällig. Dies gilt zumindest solange, bis die relevanten Stofftransportprozesse im Grundwasser in einer hinreichenden räumlichen und zeitlichen Auflösung daten- und modellmäßig abgebildet werden können.

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen erfordert die Datenlage eine Beschränkung der Zielkriterien auf qualitative Aussagen. Für deren Begründung wird deshalb auf einschlägige, allerdings emissionsorientierte Leitlinien Bezug genommen. Dies sind die Richtlinien des Rates über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (80/68/EWG) und die Wassergesetze von Bund und Land mit den darin genannten Trinkwasserschutzgebieten.⁶²⁵ Ihr Bezug sind einerseits das gesamte Einzugsgebiet, andererseits die Trinkwasserschutzgebiete.

Umweltqualitätsstandards: Zur Vermeidung einer Kontamination des Grundwassers soll ein direkter Eintrag von grundwassergefährdenden Stoffen ausgeschlossen werden. Die Einstufung der Grundwassergefährdung von Stoffen erfolgt nach Artikel 4 und 5 der Richtlinie des Rates über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (80/68/EWG). Der Umweltqualitätsstandard wird wie folgt festgelegt: *keine Ableitung grundwassergefährdender Stoffe nach Artikel 4 und 5 80/68/EWG ins Grundwasser.*

In den nach WG LSA ausgewiesenen Trinkwasserschutzgebieten sind *nutzungsbedingte grundwassergefährdende Stoffeinträge auszuschließen*. Keines der Gebiete soll die Gefährdungsklasse 2 „abstrakte Gefahr“ überschreiten (*Gefährdungsklasse* ≤ 2). Der Bewirtschaftungsplan Salza enthält dazu sowohl eine tabellarische als auch kartographische Darstellung.

Stoffliche Indikatoren

Die Zielkriterien für die stoffliche Beschaffenheit des Grundwassers wurden für nachfolgende Stoffgruppen zusammenfassend behandelt. Bei den Indikatoren handelt es sich durchweg zugleich um Parameter:

- Organoleptische Parameter

⁶²³ Siehe Kap. 3.3.2.2.

⁶²⁴ Dabei hätten gegebenenfalls die neueren Arbeiten von Bach et al. (1999) einfließen können, die allerdings bei der Aufstellung des Zielkonzepts noch nicht zur Verfügung standen.

⁶²⁵ § 19 Wasserhaushaltsgesetz (WHG), §§ 48-53 Wassergesetz des Landes Sachsen-Anhalt (WG LSA).

- Physikalisch-chemische Parameter
- Nährstoffe und gebundener Kohlenstoff
- Schwermetalle
- Organische Verbindungen
- Sonstige Stoffe
- Mikrobiologische Parameter

Entnahme und Analytik der Proben stützen sich auf die einschlägigen Regelwerke der DIN, LAWA (1993, 2000b) und des DVWK (1994).

Referenzverhältnisse / Irreversible Veränderungen / Restriktionen: Für die Ermittlung von Referenzdaten zur Beschaffenheit des Grundwassers ergeben sich grundsätzlich folgende Möglichkeiten: eine Bezugnahme auf historische Angaben und/oder die Bestimmung der anthropogenen Beeinflussung in Analysen des Status quo. Für eine Rekonstruktion der historischen Verhältnisse wären zumindest Angaben aus der Zeit vor der Intensivierung des Kupferschiefer- und Braunkohlenbergbaus (Beginn 19. Jh.) notwendig. Früheste systematische Untersuchungen liegen allerdings erst ab 1945 als Analysen der Staatlichen Hygienebehörden der DDR vor (Buschner 1999) und sind deshalb als bergbaulich bereits stark beeinflusst einzustufen.

Eine Bewertung nach der anthropogenen Beeinflussung des Grundwassers scheiterte bisher an der Zahl der Stichproben je Grundwasserleiter (GWL) im Rahmen des Gewässerkundlichen Landesdienstes (STAU Halle 1997b). Nach Buschner (1999) liegen je GWL lediglich ca. 8 – 12 Analysen vor. Und selbst diese weisen noch nicht die geforderte statistische Normalverteilung auf, was eine weitere Unterteilung der GWL in stratigraphische Folgen notwendig macht. Eine Abschätzung über den Anteil der anthropogenen Belastungen der Grundwässer (vgl. LUA 1996) konnte deshalb im Rahmen der Grundlagenarbeit für den Bewirtschaftungsplan Salza (derzeit) nicht vorgenommen werden.

Umweltqualitätsstandard: Wegen der genannten Einschränkungen bei der Begründung von gebietsspezifischen Referenzwerten wurde die langfristig anzustrebende Mindestausprägung einzelner Grundwasser-Parameter vorläufig aus emissionsorientierten Leitlinien zum Grundwasserschutz hergeleitet. Als Hilfskonstruktion sind die Umweltqualitätsstandards auf der Basis der einschlägigen Rechtsvorschriften zur Beschaffenheit von Trinkwasser formuliert worden.

Der Bezug auf die Trinkwasserqualität wird damit gerechtfertigt, dass es sich hierbei um die Nutzungsform mit den höchsten Ansprüchen an die Beschaffenheit des Grundwassers handelt, die sowohl für dessen unmittelbare Nutzung als auch für die Nutzung der Mansfelder Seen weitreichende Optionen offen hält. Als konkrete Leitlinien werden die EU-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (80/778/EWG), die Trinkwasserverordnung (TrinkwVO i.d.F. vom 1.4.1998) und die Empfehlungen der WHO (Hütter 1992) herangezogen.

Mit der Verwendung von Beschaffenheitskriterien des Trinkwasserschutzes werden keine in jedem Fall zu strenge Anforderungen an den Grundwasserschutz gestellt. Die Ergebnisse der Untersuchungen von LUA (1996) haben gezeigt, dass die Grenzen zwischen geogenem Hintergrund und anthropogener Beeinflussung häufig unter den Richt- und Grenzwerten für das Trinkwasser liegen. Zur Vermeidung eines überzogenen Be-

wertungsniveaus werden außerdem für einzelne Grundwasserleiter offenkundige irreversible (anthropogene) Belastungen nicht toxischer Parameter in die Festlegung der Umweltqualitätsstandards mit einbezogen. Bei der Ableitung der UQS wurde wie folgt vorgegangen:

Für Parameter reversibler anthropogener Beeinflussung (Nährstoffe (P, N), Kohlenstoff), toxische Stoffe (Schwermetalle (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), organische Verbindungen, sonstige Stoffe (As, CN, Se, B) und Krankheitserreger wurden die strengsten Richt- oder Grenzwerte der 80/778/EWG bzw. TrinkwVO zugrunde gelegt.

Bei den physikalisch-chemischen Parametern (Temperatur, pH-Wert, Oxidierbarkeit, Leitfähigkeit, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K) und den nicht toxischen Schwermetallen (Cu, Fe, Mn) wurden für die GWL mit Parameterausprägungen

- a) sämtlicher Gütemessstellen geringer als die Richtwerte
→ die Richtwerte,
- b) sämtlicher Gütemessstellen z.T. höher als die Richtwerte und durchweg geringer als die Grenzwerte
→ die Grenzwerte und
- c) sämtlicher Gütemessstellen höher als die Grenzwerte
→ vorbehaltlich einer weiterführenden Einstufung der Reversibilität zunächst „≤ Status quo“

als Umweltqualitätsstandard zugeordnet.

Die unter Buchstabe b vorgenommenen Einstufungen schließen derzeit für die genannten Stoffe eine Überschreitung der Umweltqualitätsstandards aus. Letzteres lässt sich erst dann fachlich begründen, wenn die grundsätzliche Reversibilität dieser Stoffe näher untersucht bzw. eingeschätzt worden ist. Mit der fallweise höheren Einstufung als die Grenzwerte der Trinkwasser-Verordnung ist eine Nutzbarkeit der Wässer als Trinkwasser ohne geeignete Aufbereitung nicht immer möglich.⁶²⁶

3.4.4.2 Umweltqualitätsstandards für Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

Gegliedert nach den in den (Teil-)Systemmodellen behandelten Gewässerkompartimenten⁶²⁷ und den zu deren Beschreibung identifizierten Indikatoren⁶²⁸ sind im Folgenden alle Umweltqualitätsstandards für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen zusammengestellt. Bei der Übernahme von Daten und Erkenntnissen Dritter sind die Referenzen jeweils in Klammern angeben. Sofern lediglich die Untersuchungsmethoden auf Dritte zurückgehen, ist dies als „nach (Autor)“ gekennzeichnet. Alle übrigen Zielkriterien sind vom Verfasser vorgeschlagen (Schanze 1997), vor dem Hintergrund neuerer Veröffentlichungen aktualisiert und mit der Öffentlichkeit abgestimmt worden. Mit Ausnahme der fortgeschriebenen Bezeichnungen der Gewässerkompartimente und der sich daraus ergebenden geänderten Abfolge sind die Umweltqualitätsstandards in dieser Form in den Bewirtschaftungsplan Salza übernommen worden (RP HALLE 2001: 122-130).

⁶²⁶ (siehe Bemerkungen in Tab. 3-21)

⁶²⁷ Siehe Kap. 3.3.1.1 und 3.3.1.2.

⁶²⁸ Siehe Kap. 3.3.1.3.

Tabelle 3-21: Umweltqualitätsziele für Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

Morphologie der Fließgewässer
<p>Umweltqualitätsstandards <u>Laufentwicklung</u> (nach LAWA 1998a, 2000a)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fließgewässer außerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- ausgewählte Oberläufe (Teileinzugsgebiet der Querne oberhalb Lodersleben, für den Kriebuschbach westlich der Kreisstraße (abgesehen von zwei Eisenbahnquerungen), den Dippels-, Vietz- (unterhalb Annarode) und Kliebigsbach oberhalb der Ortslagen (mit Ausnahme des Zwangspunktes Eisenbahnunterführung), den Freßbach zwischen Oberrißdorf und Freßmühle, der Kuhschluchtbach zwischen Bischoferode und der Eisenbahnlinie sowie der Nonnengrundbach bis zur Eisenbahnlinie): ≤ <i>Strukturgüteklasse 2</i> -- alle anderen außerhalb von Siedlungen liegenden Abschnitte: ≤ <i>Strukturgüteklasse 3</i> - Fließgewässer innerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- Ortslagen Obhausen, Esperstedt, Stedten, Röblingen, Farnstädt, Schafsee: ≤ <i>Strukturgüteklasse 4</i> -- alle anderen Ortslagen (außer Innenstadtabschnitte Querfurt und Eisleben): ≤ <i>Strukturgüteklasse 5</i> -- Bereich des Faulen Sees, Abdichtung der Bösen Sieben unterhalb Wimmelburg, Innenstadtabschnitte Querfurt und Eisleben: ≤ <i>Status quo</i>
<p>Umweltqualitätsstandards <u>Längsprofil</u> (nach LAWA 1998a, 2000a)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fließgewässer außerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- ausgewählte Oberläufe (siehe Umweltqualitätsstandards Laufentwicklung): = <i>Strukturgüteklasse 1</i> -- alle anderen außerhalb von Siedlungen liegenden Abschnitte: ≤ <i>Strukturgüteklasse 3</i> - Fließgewässer innerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- alle Ortslagen außer Kernbereiche Eisleben und Querfurt: ≤ <i>Strukturgüteklasse 4</i> -- Bereich des Faulen Sees, Innenstadtabschnitte Querfurt und Eisleben: ≤ <i>Strukturgüteklasse 5</i> -- Bereich der Abdichtung der Bösen Sieben unterhalb Wimmelburg: = <i>Status quo</i> - gesamtes Einzugsgebiet der Salza (Ausnahme Glume): <i>Durchgängigkeit der Fließgewässer für Fische und Makrozoobenthos gegeben</i>
<p>Umweltqualitätsstandards <u>Sohlenstruktur</u> (nach LAWA 1998a, 2000a)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fließgewässer außerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- ausgewählte Oberläufe (siehe Umweltqualitätsstandards Laufentwicklung): ≤ <i>Strukturgüteklasse 2</i> -- alle anderen außerhalb von Siedlungen liegenden Abschnitte (außer Bereich Fauler See): ≤ <i>Strukturgüteklasse 3</i> -- Bereich Fauler See: ≤ <i>Strukturgüteklasse 4</i> - Fließgewässer innerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- Ortslagen (außer Innenstadtabschnitte Querfurt und Eisleben): ≤ <i>Strukturgüteklasse 4</i> -- Innenstadtabschnitte Querfurt und Eisleben: ≤ <i>Strukturgüteklasse 5</i> -- Böse Sieben zwischen Ahlsdorf und Abdichtung unterhalb Wimmelburg: = <i>Status quo</i>
<p>Umweltqualitätsstandards <u>Querprofil</u> (nach LAWA 1998a, 2000a)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fließgewässer außerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- ausgewählte Oberläufe (siehe Umweltqualitätsstandards Laufentwicklung): ≤ <i>Strukturgüteklasse 2</i> -- allen anderen außerhalb von Siedlungen liegenden Abschnitte: ≤ <i>Strukturgüteklasse 3</i> - Fließgewässer innerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- Ortslagen Obhausen, Esperstedt, Stedten, Röblingen, Farnstädt, Schafsee: ≤ <i>Strukturgüteklasse 4</i> -- alle anderen Ortslagen (außer Innenstadtabschnitte Querfurt und Eisleben), Bereich des Faulen Sees: ≤ <i>Strukturgüteklasse 5</i> -- Abdichtung der Bösen Sieben unterhalb Wimmelburg, Innenstadtabschnitte Querfurt und Eisleben: ≤ <i>Status quo</i>

<p>Umweltqualitätsstandards <u>Uferstruktur</u> (nach LAWA 1998a, 2000a)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fließgewässer außerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- ausgewählte Oberläufe (siehe Umweltqualitätsstandards Laufentwicklung): = <i>Strukturgüteklasse 1</i> -- alle anderen außerhalb von Siedlungen liegenden Abschnitte (außer Bereich Fauler See): ≤ <i>Strukturgüteklasse 3</i> -- Bereich Fauler See: ≤ <i>Strukturgüteklasse 4</i> - Fließgewässer innerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- Ortslagen (außer Innenstadtabschnitte Querfurt und Eisleben): ≤ <i>Strukturgüteklasse 4</i> -- Innenstadtabschnitte Querfurt und Eisleben: ≤ <i>Strukturgüteklasse 5</i>
<p>Umweltqualitätsstandards <u>Gewässerumfeld</u> (nach LAWA 1998a, 2000a)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fließgewässer außerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- alle außerhalb von Siedlungen liegenden Abschnitte: = <i>Strukturgüteklasse 1</i> <i>Vermeidung von Übertrittsstellen mit erheblichen Stoffeinträgen aus Bodenerosion</i> -- Bereich der Bösen Sieben zwischen Wimmelburg und Eisleben (Umfeld Halden sowie B 80): ≤ <i>Status quo</i> - Fließgewässer innerhalb von Siedlungen: <ul style="list-style-type: none"> -- Ortslagen Obhausen, Esperstedt, Stedten, Röblingen, Farnstädt, Schafsee: ≤ <i>Strukturgüteklasse 4</i> -- in den anderen Ortslagen (außer Innenstadtabschnitte Querfurt und Eisleben): ≤ <i>Strukturgüteklasse 5</i> -- Innenstadtabschnitte Querfurt und Eisleben: ≤ <i>Status quo</i>
<p>Abflussdynamik der Fließgewässer</p>
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Verhältnis MHQ : MNQ</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - alle Fließgewässer: ≤ <i>Status quo</i>
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Ökologisch und hydrologisch begründeter Mindestabfluss</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - nutzungsbedingte Beeinträchtigungen: ≤ <i>Status quo</i> - Mindestabfluss Salza (Böhme et al. 1998): ≥ 500 l/s (Vegetationsperiode) ≥ 400 l/s (Winterhalbjahr)
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Überschwemmungsgebiete</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Überschwemmungsgebiete: <ul style="list-style-type: none"> - keine nutzungsbedingten Abflusshindernisse - dauerhafte, naturbetonte Bodenbedeckung
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Versiegelung</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - gesamtes Einzugsgebiet: <ul style="list-style-type: none"> - <i>Minimum</i> - <i>Ausmaß Versiegelung ≤ Ausmaß Entsiegelung</i> - Flächen für den ruhenden Verkehr: < 50 % <i>Versiegelungsgrad</i>

Stoffhaushalt der Fließgewässer		
Umweltqualitätsstandards <u>chemische Gewässergüteklasse</u>		
- Oberläufe der Fließgewässer (siehe Kartendarstellung): <i>chemische Güteklasse I–II</i>		
- übrige Fließgewässer: <i>chemische Güteklasse II</i>		
Umweltqualitätsstandard <u>pH-Wert</u>		
- alle Fließgewässer (natürliche Schwankungsbreite): <i>pH-Wert 7 bis 8,5 (naturraumspezifisch, 78/659/EWG wird eingehalten)</i>		
Umweltqualitätsstandard <u>Wassertemperatur</u>		
- sämtliche Fließgewässer: <i>Jahresamplitude < 20 °C (naturraumspezifisch; Niehoff 1996)</i>		
- Fließgewässer oberhalb der Seen: <i>Maximaltemperatur 20 °C (Köck & Zuppke 1993) (78/659/EWG wird eingehalten)</i>		
Umweltqualitätsstandards <u>Nährstoffe, Salza und Summenkenngrößen (LAWA 1998b)</u>		
	GK I–II	GK II
- Gesamtstickstoff (mg/l)	≤ 1,5	≤ 3
- Nitrat-N (mg/l)	≤ 1,5	≤ 2,5
- Nitrit-N (mg/l)	≤ 0,05	≤ 0,1
- Ammonium-N (mg/l)	≤ 0,1	≤ 0,3
- Gesamtphosphor (mg/l)	≤ 0,08	≤ 0,15
- Ortho-Phosphat-P (mg/l)	≤ 0,04	≤ 0,1
- Sauerstoffgehalt (mg/l)*	> 8	> 6
- Chlorid (mg/l)	≤ 50	≤ 100
- Sulfat (mg/l)	≤ 50	≤ 100 (<i>einzuhaltender Wert: ≤ 120 µg/l</i>)
- TOC (mg/l)	≤ 3	≤ 5
- AOX (µg/l)	≤ 10	≤ 25
* 10-Perzentil, ersatzweise Minimum		
Umweltqualitätsstandards <u>Schwermetalle in unfiltrierter Wasserphase (LAWA 1998e, LAU 1997)</u>		
(alle Angaben 50-Perzentile; µg/l)	GK I–II	GK II
- Blei	≤ 1,7	≤ 3,4 (<i>einzuhaltender Wert für Oberläufe: 3,4 µg/l</i>)
- Cadmium	≤ 0,04	≤ 0,07
- Chrom	≤ 5	≤ 10
- Kupfer	≤ 2	≤ 4 (<i>einzuhaltender Wert: 12 µg/l</i>)
- Nickel	≤ 2,2	≤ 4,4
- Quecksilber	≤ 0,02	≤ 0,04
- Zink	< 14	< 14
Umweltqualitätsstandards <u>Schwermetalle im Schwebstoff (LAWA 1998b)</u>		
(alle Angaben 50-Perzentile; mg/kg)	GK I–II	GK II
- Blei	≤ 50	≤ 100
- Cadmium	≤ 0,6	≤ 1,2
- Chrom	≤ 90	≤ 100
- Kupfer	≤ 40	≤ 60
- Nickel	≤ 40	≤ 50
- Quecksilber	≤ 0,4	≤ 0,8
- Zink	< 150	< 200

Umweltqualitätsstandards <u>Industriechemikalien in der Wasserphase</u> (LAWA 1997)					
(alle Angaben in µg/l, 90-Perzentile):					
	GK I-II	GK II		GK I-II	GK II
- Dichlormethan	≤ 0,5	≤ 1	- 1-Chlor-2-nitrobenzol	≤ 0,5	≤ 1
- Trichlormethan	≤ 0,4	≤ 0,8	- 1-Chlor-4-nitrobenzol	≤ 0,5	≤ 1
- Tetrachlormethan	< 1,5	< 3	- 1.2-Dichlor-4-nitrobenzol	< 0,5	< 1
- 1.2-Dichlorethan	≤ 0,5	≤ 1	- 1.2-Dichlor-3-nitrobenzol	≤ 0,5	≤ 1
- 1.1.1-Trichlorethan	≤ 0,5	≤ 1	- 1.4-Dichlor-2-nitrobenzol	≤ 0,5	≤ 1
- Trichlorethen	≤ 0,5	≤ 1	- 4-Chlor-2-nitrotoluol	≤ 0,5	≤ 1
- Tetrachlorethen	≤ 0,5	≤ 1	- 2-Chloranilin	≤ 0,5	≤ 1
- Hexachlorbutadien	≤ 0,25	≤ 0,5	- 3-Chloranilin	≤ 0,05	≤ 0,1
- 1.4-Dichlorbenzol	< 0,01	< 0,02	- 4-Chloranilin	< 0,025	< 0,05
- 1.2.3-Trichlorbenzol	≤ 0,5	≤ 1	- 3.4-Dichloranilin	≤ 0,0,05	≤ 0,01
- 1.2.4-Trichlorbenzol	≤ 0,5	≤ 1	- 4-Nitrotoluol	≤ 5	≤ 10
- 1.3.5-Trichlorbenzol	≤ 0,05	≤ 0,01	- 3-Nitrotoluol	≤ 5	≤ 10
- Hexachlorbenzol	≤ 0,0005	≤ 0,001	- 2-Nitrotoluol	≤ 5	≤ 10
- Nitrobenzol	< 0,05	< 0,1			

Organismen der Fließ- und Standgewässer	
Umweltqualitätsstandards <u>Vegetation / Flora Fließgewässer</u> (Gries et al. 1996 a, b)	
<ul style="list-style-type: none"> - Wasservegetation Fließgewässer: <ul style="list-style-type: none"> - <i>Ranunculo-Sietum emersi-erecti</i> und <i>Nasturtietum officinalis</i> (kleinflächig in Lichtlücken in Oberläufen) - <i>Ranunculetum fluitantis</i>, <i>Großlaichkrautreiche</i> Ausbildung von <i>Sparganium-Elodeetum potametosum perfoliati</i> (ohne <i>Elodea canadensis</i>) und <i>lückige Bachröhrichte</i> v.a. aus <i>Glyceria fluitans</i>, <i>Berula erecta</i> und <i>Nasturtium officinalis</i> (zunehmende Abflussmenge) - <i>Flussröhrichte</i> mit <i>Phalaris arundinacea</i> (zunehmende Lauflänge) - Ufer- und Auenvegetation: <ul style="list-style-type: none"> - <i>Alnion</i> (<i>Bach-Erlen-Eschenwälder</i>), in <i>versumpften Geländemulden</i> auch <i>Alnion</i> (<i>Erlenbruchwälder</i>) (Oberläufe) - <i>Salicion albae</i>; <i>kleinflächig</i> auch <i>offene Sümpfe</i> (<i>Röhrichte</i>, <i>Seggen- und Binsenrieder</i>) (zunehmende Lauflänge) - Vegetation im Gewässerumfeld: <ul style="list-style-type: none"> - <i>Drahtschmielen-Hainsimsen-Eichen-Rotbuchen-Waldgebiete</i> (Quellbereiche) - <i>Traubeneichen-Hainbuchen-Waldgebiete</i> (im weiteren Verlauf) 	
Umweltqualitätsstandard <u>Vegetation / Flora Standgewässer</u>	
<ul style="list-style-type: none"> - Süßer See: <ul style="list-style-type: none"> - <i>Makrophytenbewuchs am Seegrund</i> > <i>Status quo</i> (Hoehn et al. 1997a) - Röhrichtzone > <i>Status quo</i> <ul style="list-style-type: none"> - <i>Artenspektrum Flora</i> ≥ <i>Status quo</i> (bezogen auf die von Weiss et al. (1998) bis Mitte des 19. Jh. nachgewiesenen Arten) 	
<ul style="list-style-type: none"> - Wieder entstehender Salziger See: <ul style="list-style-type: none"> - <i>überwiegend Makrophytenbewuchs am Seegrund</i> - Röhrichtzone > 80 % Uferlänge <ul style="list-style-type: none"> - <i>Artenspektrum Flora</i>: ≥ <i>Status quo</i> (bezogen auf die von Weiss et al. (1998) bis Mitte 19. Jh. nachgewiesenen Arten) - Restseen Tagebau Amsdorf: (noch keine Festlegung) 	

<p>Umweltqualitätsstandard <u>Fischfauna Fließgewässer</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Fließgewässer oberhalb der Mansfelder Seen: <i>Vorkommen von Bachforelle, Westgroppe, Schmerle, Elritze, Bachneunauge</i> 										
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Fischfauna Standgewässer</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Süßer See und wieder entstehender Salziger See: <ul style="list-style-type: none"> - <i>Aal</i> (<i>Anguilla anguilla</i>), <i>Brachsen</i>, <i>Blei</i> (<i>Abramis brama</i>), <i>Dreistachlicher Stichling</i> (<i>Gasterosteus aculeatus</i>), <i>Flussbarsch</i> (<i>Perca fluviatilis</i>), <i>Gründling</i> (<i>Gobio gobio</i>), <i>Güster</i> (<i>Blicca bjoerkna</i>), <i>Hecht</i> (<i>Esox lucius</i>), <i>Karassche</i> (<i>Carassius carassius</i>), <i>Kaulbarsch</i> (<i>Gymnocephalus cernuus</i>), <i>Moderlieschen</i> (<i>Leucaspius delineatus</i>), <i>Rotaug</i>, <i>Plötze</i> (<i>Rutilus rutilus</i>), <i>Rotfeder</i> (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>), <i>Schlammpeitzger</i> (<i>Misgurnus fossilis</i>) und <i>Schleie</i> (<i>Tinca tinca</i>) - <i>Verhältnis Raubfische : Friedfische = 30 : 70</i> - Restseen Tagebau Amsdorf: (noch keine Festlegung) 										
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Saprobienindex</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Oberläufe der Fließgewässer (siehe Kartendarstellung): <i>≤ Saprobienindex nach DIN 38410 < 1,8 (≅ biologische Güteklasse I–II)</i> - übrige Fließgewässer: <i>≤ Saprobienindex nach DIN 38410 < 2,3 (≅ biologische Güteklasse II)</i> 										
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Bakteriologische und virologische Beschaffenheit</u></p> <p>Sämtliche Fließ- und Standgewässer (alle Angaben entsprechen Leitwerte 76/160/EWG):</p> <table border="0"> <tr> <td>- gesamtcoliforme Bakterien</td> <td>< 500/100 ml</td> </tr> <tr> <td>- fäkalcoliforme Bakterien</td> <td>< 100/100 ml</td> </tr> <tr> <td>- Streptococcus faec.</td> <td>< 100/100 ml</td> </tr> <tr> <td>- Salmonellen</td> <td>0/1 l</td> </tr> <tr> <td>- Darmviren</td> <td>0/10 l</td> </tr> </table>	- gesamtcoliforme Bakterien	< 500/100 ml	- fäkalcoliforme Bakterien	< 100/100 ml	- Streptococcus faec.	< 100/100 ml	- Salmonellen	0/1 l	- Darmviren	0/10 l
- gesamtcoliforme Bakterien	< 500/100 ml									
- fäkalcoliforme Bakterien	< 100/100 ml									
- Streptococcus faec.	< 100/100 ml									
- Salmonellen	0/1 l									
- Darmviren	0/10 l									

Morphologie der Standgewässer
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Struktur Seegrund (Benthal)</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Süßer See: <ul style="list-style-type: none"> - <i>Besiedelbarkeit für Benthalfauna und Makrophyten</i> (Hoehn et al. 1997a) - wieder entstehender Salziger See: <ul style="list-style-type: none"> - <i>Minimum an Stoffeinträgen aus trocken liegendem Seeboden</i> - <i>Besiedelbarkeit für Benthalfauna und Makrophyten</i> - Restseen Tagebau Amsdorf: (noch keine Festlegung)
<p>Umweltqualitätsstandards <u>Struktur Gewässerufer/-umfeld</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Süßer See: <ul style="list-style-type: none"> - <i>keine weitere Uferbefestigung (unvermeidbare Befestigung in ingenieurbio-logischer Bauweise)</i> - <i>Gewässerschonstreifen mit naturbetonter Gehölz- und Krautvegetation (Ausnahme: intensive Nutzung der Wasser-Land-Übergangszone für den Gemeingebrauch)</i> - wieder entstehender Salziger See: <ul style="list-style-type: none"> - <i>unvermeidbare Uferbefestigung in ingenieurbio-logischer Bauweise</i> - <i>Gewässerschonstreifen mit naturbetonter Gehölz- und Krautvegetation (Ausnahme: intensive Nutzung der Wasser-Land-Übergangszone für den Gemeingebrauch)</i> - Restseen Tagebau Amsdorf: (noch keine Festlegung)

Stoffhaushalt der Standgewässer
<p>Umweltqualitätsstandard <u>pH-Wert</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Mansfelder Seen: <i>pH-Wert 7 bis 8,5</i> [gewässerspezifisch, 78/659/EWG wird eingehalten]
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Trophiegrad</u> (nach Vollenweider & Kerekes 1982)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Mansfelder Seen: <i>mesotroph bis schwach eutroph</i> (Hoehn et al. 1997a; Klapper & Scharf 1998) - Restseen Tagebau Amsdorf: (noch keine Festlegung)
<p>Umweltqualitätsstandards (<u>Gesamt-</u>)Phosphor</p> <ul style="list-style-type: none"> - Süßer See: <i>≤ 27 µg/l im Seewasser</i> (Hoehn et al. 1997a) <i>≤ 65 µg/l sämtlicher Zuflüsse</i> (Hoehn et al. 1997a) - wieder entstehender Salziger See: <i>≤ 160 µg/l sämtlicher Zuflüsse</i> (Klapper & Scharf 1998, Angabe für ortho-PO₄-P in TP umgerechnet)
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Chlorophyll-a</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Mansfelder Seen: <i>< 10 µg/l</i> (in euphotischer Zone) (Hoehn et al. 1997a)
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Sichttiefe</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Mansfelder Seen: <i>> 2 m</i> (Hoehn et al. 1997a 1,5 - 3m; Leitwert 76/160/EWG wird eingehalten)
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Stickstoff : Phosphor – Verhältnis</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Standgewässer: <i>TIN : Ortho-P ≥ 10 : 1</i> (Klapper 1992) - Süßer See: <i>DIN/TIN : TP ≥ 7 : 1</i> (Hoehn et al. 1997a)
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Anorganische Stickstoffverbindungen</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Nitrit-N (in Anlehnung nach LAWA 1998b): <i>≤ 0,1 mg/l</i> - Ammonium-N (in Anlehnung nach LAWA 1998b): <i>≤ 0,3 mg/l</i>
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Salzgehalt</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Mansfelder Seen: <i>≤ Status quo</i>
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Sedimenteintrag</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Süßer See: <i>≤ 1900 t/a</i> (Maniak 1997) - wieder entstehender Salziger See: <i>≤ 2800 t/a</i> (Maniak 1997)
<p>Umweltqualitätsstandard <u>Schwermetalle in unfiltrierter Wasserphase</u></p> <p>Süßer und wieder entstehender Salziger See: (siehe Werte unter „Stoffhaushalt der Fließgewässer“, Güteklasse II)</p>

Umweltqualitätsstandard <u>Schwermetalle im Sediment</u> - Süßer und wieder entstehender Salziger See: (siehe Werte unter „Stoffhaushalt der Fließgewässer“, Güteklasse II)	
Grundwasserhaushalt	
Umweltqualitätsstandards <u>Grundwasserneubildung/-dargebot</u> - gesamtes Einzugsgebiet: - <i>Grundwasserentnahme < Grundwasserneubildung</i> - <i>keine Grundwasserentnahme bei möglichen Auswirkungen auf grundwasserbeeinflusste Biotope</i> - in Siedlungen: <i>weitestgehende Versickerung der Niederschläge bezogen auf die geologisch mögliche Versickerungsrate, sofern damit keine Gefährdung bestehender Sachgüter sowie des Grundwassers durch Schadstoffeintrag verbunden ist</i> - Oberröblinger Becken: <i>räumliches und zeitliches Minimum technologisch begründeter Entwässerung durch den Bergbau</i>	
Umweltqualitätsstandards <u>Grundwasserbeeinflusste Standorte</u> - gesamtes Einzugsgebiet der Mansfelder Seen: <i>Fläche mit standortspezifisch hohen Grundwasserflurabständen \geq Status quo</i>	
Stoffhaushalt des Grundwassers	
Umweltqualitätsstandards <u>Geschüttheit des Grundwassers</u> - gesamtes Einzugsgebiet der Mansfelder Seen: <i>keine Ableitung grundwassergefährdender Stoffe nach Artikel 4 und 5 80/68/EWG ins Grundwasser</i> - Trinkwasserschutzgebiete: <i>keine nutzungsbedingten grundwassergefährdenden Stoffeinträge (Gefährdungsklasse \leq 2)</i>	
Umweltqualitätsstandards <u>Organoleptische Parameter:</u>	
- Färbung (Spektr. Ad. Koeff. m^{-1} (Hg 436))	$\leq 0,5$ (TWVO)
- Trübung (NTU \cong TE/F)	$\leq 1,5$ (TWVO)
- Geruchsschwellenwert (Verdünnungsfaktor)	0 (80/778/EWG)
Umweltqualitätsstandards <u>Physikalisch-chemische Parameter:</u>	
- Temperatur ($^{\circ}C$)	≤ 12 (80/778/EWG)
- pH-Wert	6,5 – 8,5 (80/778/EWG)
- Leitfähigkeit ($\mu S/cm$ ($25^{\circ}C$))	≤ 2000 (TWVO); GWL TB1, PO: \leq Status quo
- Oxidierbarkeit ($KMnO_4$; $mg/l O_2$)	≤ 2 (80/778/EWG)
- Chlorid (mg/l)	≤ 250 (TWVO); GWL TB2, CMfd: 50; TB1, PO: \leq Status quo
- Sulfat (mg/l)	≤ 240 (TWVO); GWL Qp, TB1, TB3, PO: \leq Status quo
- Calcium (mg/l)	≤ 400 (TWVO); GWL TB1, PO: \leq Status quo
- Magnesium (mg/l)	≤ 240 (TWVO); GWL Qp, TM1, PO: \leq Status quo
- Natrium (mg/l)	≤ 150 (TWVO); GWL Qp, TM1, PO: \leq Status quo
- Kalium (mg/l)	≤ 12 (TWVO); GWL Qp, PO: \leq Status quo
- Aluminium (mg/l)	$\leq 0,2$ (TWVO)

Umweltqualitätsstandards <u>Nährstoffe und gebundener Kohlenstoff:</u>		
- Ammonium (mg/l)	≤ 0,05	(80/778/EWG)
- Nitrit (mg/l)	≤ 0,1	(TWVO)
- Nitrat (mg/l)	≤ 25	(80/778/EWG)
- Ges. org. geb. Kohlenstoff (mg/l DOC)	≤ 5	
Umweltqualitätsstandards <u>Schwermetalle:</u>		
- Blei (mg/l)	0,04	(TWVO)
- Cadmium (mg/l)	0,005	(TWVO)
- Chrom (mg/l)	0,05	(TWVO)
- Eisen (mg/l)	0,2	(TWVO); GWL Qp, TM1, TB 2+3, PO: < Status quo
- Kupfer (mg/l)	0,1	(TWVO)
- Mangan (mg/l)	0,05	(TWVO); GWL Qp, TB1, PO, CMfd: < Status quo
- Nickel (mg/l)	0,05	(TWVO)
- Quecksilber (mg/l)	0,001	(TWVO)
- Zink (mg/l)	0,1	(80/778/EWG); GWL Qp, PO: < 5
Umweltqualitätsstandards <u>Organische Verbindungen:</u>		
- KW, Mineralöle (mg/l Petroletherextrakt)	0,01	(TWVO)
- Phenole (mg/l Phenol)	0,0005	(TWVO)
- Σ PAK (mg/l C)	0,0002	(TWVO)
- Σ HKW (mg/l)	0,01	(80/778/EWG)
davon Tetrachlormethan	0,003	(TWVO)
- AOX (mg/l)	0,01	
- Σ PSM, PCB, PCT (mg/l)	0,0005	(TWVO)
davon je Substanz	0,0001	(TWVO)
Umweltqualitätsstandards <u>Sonstige Substanzen:</u>		
- Arsen (mg/l)	0,01	(TWVO)
- Phosphor (mg/l)	0,4	(80/778/EWG)
- oberflächenaktive Stoffe		
- anionisch (Methylblauakt.)	0,2	(TWVO)
- nichtionisch (Bismutaktive St.)	0,2	(TWVO)
- ungelöste Stoffe	keine	(80/778/EWG)
Umweltqualitätsstandards <u>Mikrobiologische Parameter:</u>		
- E. coli (100 ml b. 36 °C)	0	(TWVO)
- Coliforme (100 ml b. 36 °C)	0	(TWVO)
- Fäkalcolititer (100 ml b. 36 °C)	0	(TWVO)
- Koloniezahl (1 b. 36°C)	5	(80/778/EWG)
(1 b. 20°C)	20	(80/778/EWG)

3.4.5 Diskussion

Mit dem Umweltqualitätszielkonzept für den Bewirtschaftungsplan Salza wurde unter Berücksichtigung der relevanten Leitlinien ein regionalisiertes dreistufiges Zielsystem aus Leitbild der Umweltqualität, Umweltqualitätsziele und Umweltqualitätsstandards erstellt. Von wenigen Ausnahmen abgesehen weist das Zielkonzept eine durchgängige Immissionsorientierung auf und ist an dauerhaft umweltgerechten Verhältnissen ausgerichtet.

Materiell-inhaltlich stützen sich alle Zielebenen auf naturräumliche oder toxikologische Begründungen. Ihre Standards sind größtenteils auf die wirkungsanalytischen (Teil-) System- und Simulationsmodelle bezogen. Zur Gewährleistung von Festlegungen durch die Gesellschaft ist ein gesondertes Verfahren zur Abstimmung mit der beteiligten Öffentlichkeit durchgeführt worden. Prinzipiell trägt das Konzept damit den in Kapitel 2.3.4.2 postulierten theoretischen Anforderungen Rechnung. Auf die Erkenntnisse aus der Erarbeitung der Begründungszusammenhänge und dem Abstimmungsverfahren wird im Folgenden vertiefend eingegangen.

Begründungszusammenhänge

Mit der Rekurrerung auf die naturräumliche und nutzungsgeschichtliche Genese des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen folgt die Begründung des Leitbilds den für die Methode Umweltbilanz formulierten Schritten. Deren inhaltliche Differenzierbarkeit und regionale Beschreibbarkeit hat sich bestätigt. Für die Konkretisierung der anzustrebenden Entwicklung erwiesen sie sich bis zur Ebene der Umweltqualitätsstandards als wichtige Orientierung. Mit dem *Leitbild* konnte dadurch ein ganzheitlicher Zielrahmen geschaffen werden, dessen Inhalte auch über die medialen und partiellen Festlegungen der Umweltqualitätsziele und -standards hinweg reicht. Auf diese Weise wird für alle nicht über Zielkriterien konkret bestimmte Sachverhalte eine Beurteilung erleichtert.

Die *Umweltqualitätsziele* haben im vorliegenden Beispiel eine Brückenfunktion zwischen Leitbild und Standard übernommen. Ihre Aufgabe bestand in erster Linie in Aufgliederung und Spezifizierung der ganzheitlichen Angaben des Leitbildes bezogen auf die Gewässerkompartimente. Dazu erfolgte eine erhebliche programmatische Verdichtung ihrer Inhalte. Eine weitergehende inhaltliche Auffächerung wurde den Umweltqualitätsstandards vorbehalten. - In dieser Frage wäre alternativ auch eine größere und weiter konkretisierte Zahl von Umweltqualitätszielen denkbar (vgl. z.B. Votsmeier 1998, Wertheit et al. 1998).⁶²⁹ Die im Fallbeispiel gewählte gleichgewichtige Behandlung jedes Gewässerkompartiments mit einem einzigen globalen Ziel erscheint dennoch sinnfälliger.

Den *Umweltqualitätsstandards* kommt als Zielkriterien für die Indikatoren der (Teil-)Systemmodelle⁶³⁰ die wesentliche Rolle zu. Im Rahmen des Fallbeispiels konnten für die meisten Indikatoren Zielsetzungen formuliert werden. Im Beteiligungsverfahren hat sich dahingehend gezeigt, dass die Öffentlichkeit in der Lage und interessiert war, eine Zieldiskussion auf der Ebene der quantitativen Standards zu führen. Eine Vielzahl dieser Zielkriterien beruht auf internationalen, europäischen, nationalen Leitlinien und fachli-

⁶²⁹ Siehe Kap. 2.2.2.2.

⁶³⁰ Siehe Kap. 3.3.1.3.

chen Regelwerken. Bei besonderer geogener Indikatorenausprägung oder anthropogenen Belastungen im Bezugsraum wurden sie vor ihrer Übernahme auf Plausibilität überprüft und gegebenenfalls modifiziert. Daneben ist ein erheblicher Anteil der Zielkriterien direkt aus einem regionalen Zusammenhang begründet worden. In beiden Fällen wurde auf die Gesamtheit der bei der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza durchgeführten Teilprojekte zurückgegriffen.

Speziell bezüglich der quantitativen Zielkriterien erscheint eine eingehendere Auseinandersetzung mit dem Fallbeispiel angebracht. Dazu werden in Anlehnung an Fürst et al. (1992: 226) folgende Kriterien herangezogen: (i) naturwissenschaftliche Grundlagen über die Wirkungsbeziehungen, (ii) Kontextabhängigkeit vom regionalen Umweltsystem, (iii) Validität in Bezug auf die Rezeptoren und (iv) die Schwellenwertprobleme. Zwar beziehen sich die Autoren auf toxikologische Orientierungswerte. Dennoch erscheinen diese Kriterien auch für eine Reflexion der naturräumlichen Zielkriterien relevant.

Naturwissenschaftliche Grundlagen

Der Erkenntnisstand über Wirkungsbeziehungen ist für die Umweltqualitätsstandards des Bewirtschaftungsplans Salza sehr heterogen. Bei den toxikologisch begründeten Zielkriterien war vor dem Hintergrund der umfassenden Fragestellung weitgehend eine ungeprüfte Übernahme aus Leitlinien erforderlich. Die Kernprobleme von Critical Effects⁶³¹ traten deshalb nur randlich in Erscheinung. Deren Behandlung ist Aufgabe partieller Untersuchungen, die in der Regel nicht im Zuge des Gewässereinzugsgebietsmanagements geleistet werden können.

Für einige naturräumlich begründete Zielkriterien konnten die Wirkungsbeziehungen modelltechnisch entsprechend dem State of the Art abgebildet werden. Beispiel hierfür sind der ökologische Mindestabfluss für den Ablauf der Salza sowie die maximalen Gesamtposphoreinträge in die beiden Mansfelder Seen.

Kontextabhängigkeit

Hinsichtlich der Kontextabhängigkeit stand mit der Rekonstruktion der Genese des Bezugsraums und den sekundär integrierten Untersuchungen des Status quo eine grundsätzlich gute Informationsbasis für die naturräumlich begründeten Zielkriterien zur Verfügung. Allerdings zeigte sich für die Mehrzahl der Indikatoren der (Teil-)Systemmodelle erwartungsgemäß ein Mangel an historischen Daten.

Als Alternative dazu würden sich Analysen von ex post-Szenarios für die Konkretisierung der Zielkriterien anbieten. Hierfür waren die meisten Teilprojekte der Grundlagenerarbeitung des Bewirtschaftungsplans Salza jedoch inhaltlich und finanziell nicht ausgerichtet. In der Folge mussten auch für grundsätzlich quantifizierbare Umweltqualitätsstandards qualitative und/oder emissionsorientierte Zielkriterien formuliert werden. Dies gilt unter anderem für die Abflussdynamik, die Struktur von Gewässeruferr/-umfeld der Standgewässer, die Grundwasserneubildung, das Grundwasserdargebot sowie die grundwasserbeeinflussten Standorte.

⁶³¹ Siehe Kap. 2.3.4.2, Buchstabe F.

Für die teilräumlich postmontan erhöhten Gehalte einzelner Schwermetalle im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen wurde deutlich, dass einige von der LAWA empfohlenen (LAWA 1998b) bzw. vorgegebenen (LAWA 1998e) Schwellenwerte dauerhaft nicht eingehalten werden können. Als Zielkriterien im Sinne des Kapitels 2.3.4.2 sind sie deshalb nicht geeignet. Aus diesem Grund wurde im Abstimmungsverfahren für einzelne Schwermetalle eine eng begrenzte Überschreitung der nationalen Schwellenwerte festgelegt.

Die letztendlichen Werte werden voraussichtlich allerdings ebenfalls nur bedingt dauerhaft erreichbar sein, da sich die zuständigen Fachbehörden beim Ermessen der zulässigen Überschreitungen eng an den nationalen Werten orientiert haben. Retrospektiv erscheint deshalb eine höhere Regionalisierung und räumliche Diversifizierung der Zielkriterien wünschenswert. Neben eventuellen toxikologisch regionalisierten Untersuchungen kommt dabei einer kleinräumlichen Begründung und Festlegung von Sanierungszielen eine besondere Bedeutung zu.

Bei den Salzen Chlorid und Sulfat ergaben sich den Schwermetallen vergleichbare Probleme der Regionalisierung. Der wesentliche Unterschied besteht darin, dass die dauerhaften Überschreitungen der nationalen Schwellenwerte bereits geogen bedingt sind. Die Auswirkungen des Bergbaus führen voraussichtlich nur zu mittel- bis langfristigen, weniger jedoch zu nennenswerten dauerhaften Erhöhungen. Auch für diese Stoffgruppe wären deshalb teilräumlich höhere Zielkriterien begründbar.

Ein besonderer Bedarf zur räumlichen Diversifizierung hat sich bei der Morphologie der Fließgewässer ergeben. Zum einen sind die Abschnitte mit einer dauerhaften anthropogenen Überprägung teilweise räumlich eng begrenzt (Siedlungen, Sonderstandorte). Zum anderen lassen sie unterschiedliche maximale Gewässerstrukturgüteklassen zu. Hieraus ergaben sich spezielle Anforderungen an die Bewertung, wie dies im folgenden Kapitel weiter erläutert wird.

Validität

Das Kriterium der *Validität* wird bei Fürst et al. (1992: 227) im toxikologischen Zusammenhang auf die Varianz von Rezeptorsystem bezogen. In der neueren internationalen Literatur im Bereich der Umweltwissenschaften deckt es sich mit der „aleatory uncertainty“ (Hall 2003, Apel et al. 2004). Diesbezüglich ergibt sich vorrangig die Frage der Gültigkeit der übernommenen Leitlinien für die regionale Fauna. Wie erwähnt konnten im Rahmen der Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza keine dementsprechenden Untersuchungen durchgeführt werden. Das Kriterium erscheint jedoch auch für die naturräumlich begründeten Zielkriterien relevant. Beispielsweise ist die „Durchgängigkeit der Fließgewässer für Fische und Makrozoobenthos“ in Anbetracht der derzeit geringen Kenntnisse über den Makrozoobenthos im Einzugsgebiet ein wenig spezifizierter Umweltqualitätsstandard.

Die Bedeutung einer weitestgehenden Konkretisierung der Rezeptoren ist damit evident. Im Falle der Mansfelder Seen waren dahingehend bisher durch das Untersuchungsprogramm jedoch enge Grenzen gesetzt. Allerdings ist dabei zu berücksichtigen, dass es sich bei diesbezüglichen Bearbeitungen aufgrund der Vorbelastung des Gebiets überwiegend um prognostische Abschätzungen unter Einbeziehung regionaler Vergleichsgewässer hätte handeln müssen.

Schwellenwertproblem

Das vierte Kriterium von Fürst et al. (1992: 228) ist der Frage der Grenzziehung in Bezug auf relevante Wirkungsschwellen gewidmet. Vor dem Hintergrund der Varianz der Umweltverhältnisse und der Rezeptorsysteme erscheint die pauschale Festlegung von diskreten Schwellenwerten ein unauflösbares Problem von Umweltqualitätsstandards.⁶³² Es konnte selbstverständlich auch beim Fallbeispiel Salza nicht überwunden werden. Allen Beteiligten ist dies immer wieder deutlich gemacht worden.

Für einen kritischen, mittelfristigen Umgang mit solchen konkreten Orientierungswerten bestehen sowohl gesellschaftlich wenig Erfahrung als auch umweltwissenschaftlich nur wenige retrospektive Erkenntnisse. Als Orientierungspunkte für die Bewirtschaftung und zur Überprüfung der Umweltentwicklung in Bezug auf Umweltziele erscheint ihr Einsatz für den Bezugsraum dennoch berechtigt.

Schlussfolgerung

Unter Berücksichtigung aller vier Kriterien ist aus umweltwissenschaftlicher Sicht zu konstatieren, dass der Untersuchung der Begründungszusammenhänge⁶³³ im Fallbeispiel des Bewirtschaftungsplans Salza ein geeignetes, wenngleich erweiterungswürdiges Gewicht beigemessen worden ist. Vertiefungsmöglichkeiten hätten sich mit relativ geringem Aufwand insbesondere durch die zahlreichen Modellierungsprojekte geboten. Die Sinnfälligkeit regionalisierter Zielsetzungen ist ungeachtet dessen deutlich geworden. Die generellen fachlich-methodischen Probleme gerade quantitativer Umweltziele konnten mit der Studie naturgemäß nicht überwunden werden.

Verfahren

Durch die Abstimmung des gutachterlich begründeten Umweltqualitätszielkonzepts mit den Trägern öffentlicher Belange konnte entsprechend den wissenschaftstheoretischen Überlegungen in Kapitel 2.3.4.1 eine gesellschaftliche Geltung erreicht werden. Hierzu waren Informationen und Mitwirkungsmöglichkeiten für die Öffentlichkeit erforderlich. Dies ist beim Fallbeispiel Salza durch gesonderte informelle Verfahrensschritte gewährleistet worden. Vor dem Hintergrund der zahlreichen Hinweise aus der Öffentlichkeit kann von einer hinreichenden Allgemeinverständlichkeit und Nachvollziehbarkeit ausgegangen werden.

Für die gesellschaftliche Geltung war außerdem eine Übereinstimmung bei den materiell-inhaltlichen Zielen erforderlich. Trotz der unvermeidbaren kognitiven Unsicherheiten konnte der „Raum für unterschiedliche normative Sichtweisen“ (Rehbinder 1997: 320) soweit eingengt werden, dass zwischen Beteiligten Einvernehmen hergestellt worden ist. Probleme der inhaltlichen Inkohärenz von Zielen sind als Folge der Beteiligung nicht aufgetreten. Damit ergab sich auch kein Bedarf für die zuständige Behörde, in die letztliche Festlegung des Konzepts mit ihrer Zuständigkeit einzugreifen. Lediglich unmittelbar vor der formalen Beteiligung der Öffentlichkeit an der Aufstellung des Bewirtschaftungsplans sind geringfügige Änderungen einzelner Umweltqualitätsstandards vorgenommen

⁶³² Siehe Kap. 2.3.4.5.

⁶³³ Siehe Kap. 2.3.4.2.

worden. Deren explizite Darstellung wäre für eine durchgängige einvernehmliche Abstimmung alleine aus prinzipiellen Gründen in Bezug auf die Vertrauensbasis mit der Öffentlichkeit wichtig gewesen.⁶³⁴

Generell zeigte sich bei der Beteiligung ein hohes Maß an Sachkompetenz, Dialogbereitschaft und Verantwortlichkeit gegenüber dem regionalen Wasserhaushalt bei den privaten (v.a. Landwirte), institutionellen (z.B. Wasser- und Bodenverbände), kommunalen (Gemeinden, Städte und Landkreise) und staatlichen Beteiligten (Fachbehörden). Eine Reihe von Hinweisen der Beteiligten trugen zur Konkretisierung der Standards bei. Trotz der langfristigen und grundlegenden Ziele und Standards war die Abstimmung durchweg durch Sachbezogenheit bestimmt. Hierzu hat unter anderem die Tatsache beigetragen, dass von Anfang an zwischen langfristigen Umweltqualitätszielkonzepten und den letztlich behördenverbindlichen Bewirtschaftungszielen unterschieden worden ist.

Bei dem diskursiven Abstimmungsprozess zeigte sich sowohl von Seiten der Fachbehörden als auch der Beteiligten eine gewisse Unsicherheit aufgrund fehlender vergleichbarer Erfahrungen. So wurde von einer Fachbehörde nach dem zweimaligen strikten Insistieren auf die Einhaltung der „strengerer“ Umweltqualitätsstandards zu einer adäquateren Strategie der Information und Persuasion gewechselt. Hierzu gehörten neben dem appellativen Verweis auf das Umweltqualitätszielkonzept die Durchführung von öffentlichen Informationsveranstaltungen und bilateralen Konsultationen mit einzelnen Gewässernutzern.

Mit dieser Art der informellen Beteiligung, Information und Diskussion konnten die Gewässernutzer und vom Wasserhaushalt Betroffene im Einzugsgebiet in die dauerhaft umweltgerechte Entwicklung des Wasserhaushalts frühzeitig einbezogen werden. Es ist zu vermuten, dass dadurch auch die Verantwortlichkeit der Einzelnen erhöht worden ist. Hierzu wären gesonderte Untersuchungen wünschenswert.

Verbindlichkeit

Im Vergleich zum Bewirtschaftungsplan Salza, der nach § 186 (7) Wassergesetz des Landes Sachsen-Anhalt i.d.F. vom 29.05.97 mit seiner Bekanntgabe Verbindlichkeit für die Entscheidungen der Wasserbehörden erlangt, handelt es sich bei dem Umweltqualitätszielkonzept um rechtlich unverbindliche Empfehlungen. Dies wurde im Bewirtschaftungsplan wie folgt zum Ausdruck gebracht: „Bei der Festlegung der angestrebten Merkmale ist deshalb zu unterscheiden zwischen

- den fachlichen Zielen und Standards⁶³⁵ als der aus Sicht des Gewässerschutzes langfristig voraussichtlich (wieder)herstellbaren Umweltqualität der Gewässer ...
- den mit dem vorgeschlagenen Bewirtschaftungskonzept innerhalb des Planungshorizonts voraussichtlich erreichbaren Gewässermerkmalen ...“ (RP HALLE 2001: 26).

⁶³⁴ Siehe Kap. 3.10.2.

⁶³⁵ Entsprechend einer Maßgabe der zuständigen Fachbehörden wird anstelle des Umweltqualitätszielkonzepts von „fachlichen Zielen und Standards“ gesprochen.

Für den wasserbehördlichen Vollzug ergibt sich daraus eine abweichende Verbindlichkeit der auf den Bewirtschaftungsplan gestützten wasserbehördlichen Entscheidungen. Dies sind

- rechtswirksame Entscheidungen auf der Grundlage der Maßnahmen und damit erreichbaren Gewässermerkmale des Bewirtschaftungsplans sowie
- Empfehlungen für weitergehende Sanierungs- und Entwicklungsziele, denen sich die Gewässernutzer selbstverpflichten können.

Die Bedeutung beider Kategorien bedarf möglicherweise einer vertiefenden rechtswissenschaftlichen Klärung. Unter anderem stellt sich die Frage, inwieweit sich die Befugnisse der Wasserbehörden auf die Verwirklichung der fachlichen Empfehlungen erstrecken. Sind die Wasserbehörden damit beispielsweise legitimiert, konkrete Vereinbarungen – wie beispielsweise Public Private Partnerships – einzugehen? Im vorliegenden Verfahren erschien es unter Verweis auf Reh binder (1997: 321) zunächst einmal sinnvoll, anspruchsvolle Umweltqualitätsziele mit einer beschränkten ersten Abwägung von Umwelthandlungszielen abzuschichten.⁶³⁶

3.5 Status quo-Wirkungsanalyse und Soll-Ist-Bilanz

3.5.1 Zustand der Gewässer mit ihren Einzugsgebieten und deren Bilanzierung

Auf der Grundlage der wirkungsanalytischen Untersuchungen und der Festlegung der Zielkriterien sieht Kapitel 2.3.5.1 als Bewertungsunterstützung eine erste Bilanzierung vor. Beim Fallbeispiel des Bewirtschaftungsplans Salza wurden deshalb für die Indikatoren des Bewirtschaftungsmodells Salza die bewirtschaftungsrelevanten Ergebnisse der Untersuchungen des Status quo beschrieben und den Umweltqualitätsstandards gegenübergestellt. Dabei sind grundsätzlich sämtliche Gewässerkompartimente und Indikatoren nach Kapitel 3.3.1 herangezogen worden und nicht nur die Leitindikatoren.

Wichtigstes Merkmal dieses methodischen Schrittes ist die durchgängige Unterscheidung zwischen den sachbezogenen Kurzbeschreibungen der aktuellen Verhältnisse der naturogenen Umwelt gegenüber den werthaltigen Aussagen. Zu Letzteren gehört entsprechend Kapitel 2.3.5.1 insbesondere die Bilanzierung der Indikatorenausprägungen bezogen auf die Zielkriterien und deren inhaltliche Erläuterung. Hierbei wurden sämtliche in Abbildung 2-13 genannten Bilanzierungsformen herangezogen. Eine vertiefende Darstellung von Bestandserfassung, -beschreibung und deren Bilanzierung enthält Kapitel 4.

An dieser Stelle wird als Beispiel ergänzend die morphologische Indikatorengruppe für die Fließgewässer dargestellt. Damit soll einerseits die Vorgehensweise beim Fallbeispiel Salza exemplarisch aufbereitet und andererseits das Spektrum der durchgeführten Bilanzierungen aufgezeigt werden. Eine vollständige Dokumentation aller Bestandsergebnisse und Bilanzierungen würde den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen.

⁶³⁶ Siehe Kap. 2.3.4.1.

Eine ausführliche Fassung enthält Schanze (1999: 92-148), eine stark gekürzte Fassung RP Halle (2001: 30-58).⁶³⁷

Eine Aggregation mehrerer Indikatoren zu einer Gesamtbilanzierung und -bewertung entsprechend Kapitel 2.3.3.2 ist beim Fallbeispiel Salza nicht erfolgt. Dies wäre mittels der vorliegenden (vgl. z.B. Mauch 1990, Lehmann et al. 1995: 540) und neuer Verfahren nach der WRRL grundsätzlich möglich. Die hohe und teils räumlich unterschiedliche Belastungssituation führte jedoch nicht zu einem diesbezüglichen Handlungsbedarf. Hierzu hat ergänzend sicherlich auch die Beteiligung der Öffentlichkeit an der Aufstellung des differenzierten Umweltqualitätszielkonzepts beigetragen. Dessen ungeachtet wäre für die breite Bevölkerung eine ergänzende zusammenfassende Bewertung hilfreich. Sie bleibt der Fortschreibung des Bewirtschaftungsplans Salza unter den Maßgaben der WRRL vorbehalten.

Beispiel: Morphologie der Fließgewässer

Untersuchungsmethode

Die Erfassung der Morphologie der Fließgewässer orientierte sich an der mittlerweile national gültigen Kartieranleitung der LAWA (2000a), wobei aufgrund deren parallele Entwicklung zu den Untersuchungen an der Salza zunächst auf LAWA (1998a) zurückgegriffen werden musste.⁶³⁸ Die Bezeichnungen der Strukturgüteklassen und die Festlegungen zu deren Darstellung enthält Tabelle 3-21.⁶³⁹ Die morphologische Kartierung wurde im Teileinzugsgebiet des Süßen Sees durch das STAU Halle (1993), Gries et al. (1996 a) sowie Gneist & Wollmerstedt (1996) durchgeführt, im Teileinzugsgebiet des Salzigen Sees durch Gries et al. (1996 b).

Ergänzende Erhebungen im gesamten Bezugsraum fanden zu den Bauwerken durch Lehmann (1997), zum Gewässerumfeld durch Mücke et al. (1998) statt. Eine Harmonisierung der Daten und Überführung in ein Strukturgütemodell erfolgte von Schanze (1999). Aufgrund der Heterogenität der Datengrundlage⁶⁴⁰ können die Ergebnisse nur nach den beiden Teileinzugsgebieten getrennt ausgewertet werden.

⁶³⁷ Bei der exemplarischen Dokumentation für die Morphologie der Fließgewässer wurden die Kategorien „Untersuchungsansatz“ und „Ergebnisse“ gegenüber der Aufbereitung in der Studie des Verfassers (Schanze 1999) und dem BP Salza (RP Halle 2001) nochmals explizit untergliedert und textlich überarbeitet. In Bezug auf die Bilanzen wurde in den Unterlagen des Fallbeispiels von „Bewertung“ gesprochen, da der Bilanzierungsansatz nicht explizit eingeführt werden konnte. Dies erscheint vertretbar, da die Bilanzierung entsprechend ihrem wertorientierten Zweck zur Bewertungsunterstützung und zur Verdeutlichung ihrer Werthaltigkeit auch als noch nicht gesellschaftliche interpretierte Bewertung verstanden werden kann.

⁶³⁸ Siehe Kapitel 3.3.2.1.

⁶³⁹ Zur Einordnung der nach LAWA (1998a) erhobenen Untersuchungsergebnisse in die derzeit gültige Klassifikation nach LAWA (2000a) wurden beide dargestellt. Prinzipiell wird deutlich, dass die frühere Klassifikation sich stärker auf den Charakter des Zustands, die letzte – wahrscheinlich im Hinblick auf die seinerzeit weitestgehend konzipierte Wasserrahmenrichtlinie – alleine auf den Grad der Veränderung bezieht.

⁶⁴⁰ (insbesondere entwicklungsgeschichtlich bedingte, unterschiedliche Definitionen der Klassen sowie begrenzte Erfassung der Hauptparameter im Teileinzugsgebiet Salziger See)

Tabelle 3-22: Klassifikation der Gewässerstrukturgüte (nach LAWA 1998a, 2000a)

Gewässerstruktur- güteklassen	Grad der Abweichung vom natürlichen Zustand (LAWA 1998a)	Grad der Beeinträchtigung (LAWA 2000a)	Farbe der Darstellung (LAWA 2000a)
1	naturnah	unverändert	dunkelblau
2	bedingt naturnah	gering verändert	hellblau
3	mäßig beeinträchtigt	mäßig verändert	grün
4	deutlich beeinträchtigt	deutlich verändert	hellgrün
5	merklich geschädigt	stark verändert	gelb
6	stark geschädigt	sehr stark verändert	orange
7	übermäßig geschädigt	vollständig verändert	rot

Die Festlegung von variierenden Zielkriterien für unterschiedliche Gewässerabschnitte des Bezugsraums begrenzte die Bilanzierung zunächst auf eine abschnittsbezogene Betrachtung. In diesem Sinne wurden Ist- und Soll-Klassen parallel dargestellt. Für eine Auswertung auf der Ebene von Fließgewässern bzw. Teileinzugsgebieten sind relative Bilanzierungen auf der Grundlage von Zielerfüllungsgraden erforderlich. Letztere sind prozentuale Maße für den Abstand zwischen den variablen Zielkriterien und den Ist- bzw. Prognose-Zuständen. Die Regeln zur Generierung der Prozentsätze enthält Tabelle 3-23. Die Prozentwerte > 100% wurden nicht weiter spezifiziert und bei der Berechnung als 100 % behandelt.⁶⁴¹ Ansonsten könnten Abschnitte mit einer ausnahmsweise höheren Zielerfüllung geringer bilanzierte Abschnitte kompensieren.

Tabelle 3-23: Zuordnungsvorschrift zur Ermittlung der prozentualen Zielerfüllung für die Gewässerstrukturgüte

SOLL- Klasse	IST-/Prognose-Klasse						
	1	2	3	4	5	6	7
1	100 %	83 %	67 %	50 %	33 %	17 %	0 %
2	>100 %	100 %	80 %	60 %	40 %	20 %	0 %
3	>100 %	>100 %	100 %	75 %	50 %	25 %	0 %
4	>100 %	>100 %	>100 %	100 %	67 %	33 %	0 %
5	>100 %	>100 %	>100 %	>100 %	100 %	50 %	0 %

Die Operationalisierung dieser in Kapitel 2.3.5.1 als multiple bezeichneten Bilanzierungsform stützte sich beim Fallbeispiel Salza auf das in Kapitel 3.3.2.1 skizzierte Strukturgütemodell. Über die ermittelten Zielerfüllungsgrade können damit zugleich die Umwelthandlungsstandards bestimmt werden.

⁶⁴¹ Zielerfüllungsgrade > 100 % haben sich vereinzelt durch die systematische Zuweisung der Zielkriterien insbesondere zu Siedlungen ergeben. Durch die Festlegung von Mindestanforderungen („≤“) wurde jedoch ein künftiges Ausschöpfen der geringeren Zielerforderungen ausgeschlossen.

Bestandsanalyse

Der nachfolgenden Darstellung der Ergebnisse der Bestandsanalyse und -bilanzierung liegt eine kartierte Gewässerlänge von 229,5 km zugrunde. Bezogen auf die Gesamtlänge der Fließgewässer im Bezugsraum von 243,4 km sind dies 94,3 %. In den beiden Teileinzugsgebieten Süßer See (115,5 km Fließgewässer) und Salziger See (127,8 km Fließgewässer) ist die Gewässerstrukturgütekartierung auf 91,9 % bzw. 96,3 % der Länge durchgeführt worden. Tabelle 3-24 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Gewässerstrukturgüte im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen. Die überwiegend relativ niedrigen Klasseneinstufungen der Mittelwerte weisen auf eine besonders starke, anthropogene Überprägung und morphologische Verarmung des Bezugsraums hin.

Tabelle 3-24: Mittlere Klassenausprägungen der Gewässerstrukturgüte in den Teileinzugsgebieten der Mansfelder Seen nach Hauptparameter der LAWA (1998a)

Einzugsgebiet	Hauptparameter nach LAWA-Kartieranleitung					
	Lauf- entwickl.	Längs- profil	Sohlen- struktur	Quer- profil	Ufer- struktur	Gewässer- umfeld
Süßer See	4,5	4,7	3,3	4,5	4,2	3,9
Salziger See	0	0	4,0	5,1	5,0	3,0
Bezugsraum ¹	0	0	3,7	4,8	4,6	3,4

¹ längengewichtetes Mittel

A. Teileinzugsgebiet Süßer See

Die längenbezogene Ausprägung der Hauptparameter der Gewässerstrukturgüte im Teileinzugsgebiet des Süßen Sees zeigt Abbildung 3-13. Die konkreten gewässerabschnittsbezogenen Klasseneinstufungen enthält Abbildung 3-14. Die hohen Einstufungen (geringe Beeinträchtigungen) in die Hauptklassen 3 und größer gehen im Wesentlichen auf die Oberläufe der Bösen Sieben zurück.⁶⁴² Die niedrigeren Einstufungen betreffen mit Ausnahme weniger Abschnitte vor allem die Böse Sieben, die Glume und den Wilden Graben. Der Durchgängigkeitsgrad für das EZG Süßer See beträgt 1,7 Bauwerke je Kilometer.

B. Teileinzugsgebiet Salziger See

Auch in diesem Teileinzugsgebiet befinden sich die Abschnitte mit relativ hohem Natürlichkeitsgrad der Gewässerstruktur in den Oberläufen. Hierzu gehören vor allem der Oberlauf der Querne sowie deren Zuflüsse oberhalb der Stadt Querfurt. Anthropogen mehr oder weniger stark geschädigt ist der gesamte Verlauf der Weida unterhalb von Querfurt. Aus nicht näher bekannten Gründen wurden die Parameter Laufentwicklung und Längsprofil bei den Geländeerhebungen nicht erfasst.⁶⁴³

⁶⁴² Dippelsbach, Kliebigsbach, Vietzbach (Teilabschnitte), Mittel- und Oberlauf des Freßbachs und Kuhschluchtbachs.

⁶⁴³ Auf eine graphische Darstellung der Ergebnisse wird aus Platzgründen verzichtet.

Die Durchgängigkeit der Fließgewässer im Teileinzugsgebiet Salziger See ist mit 2,3 Bauwerken je Kilometer um ein Drittel geringer als im Teileinzugsgebiet Süßer See.

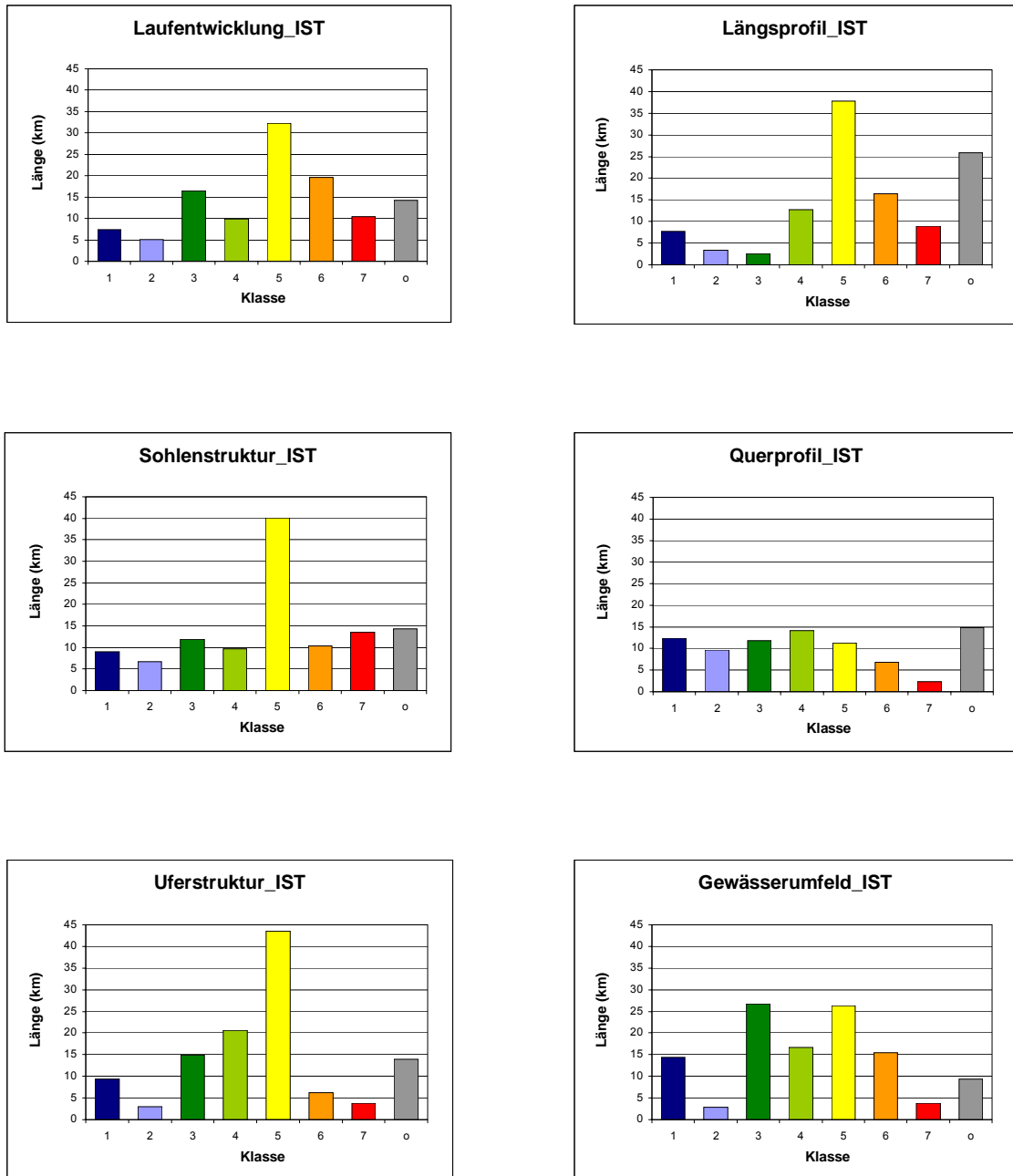


Abbildung 3-13: Morphologie der Fließgewässer nach Strukturgüteklassen der Hauptparameter nach LAWA im Teileinzugsgebiet Süßer See (Ist- und Soll-Zustand)

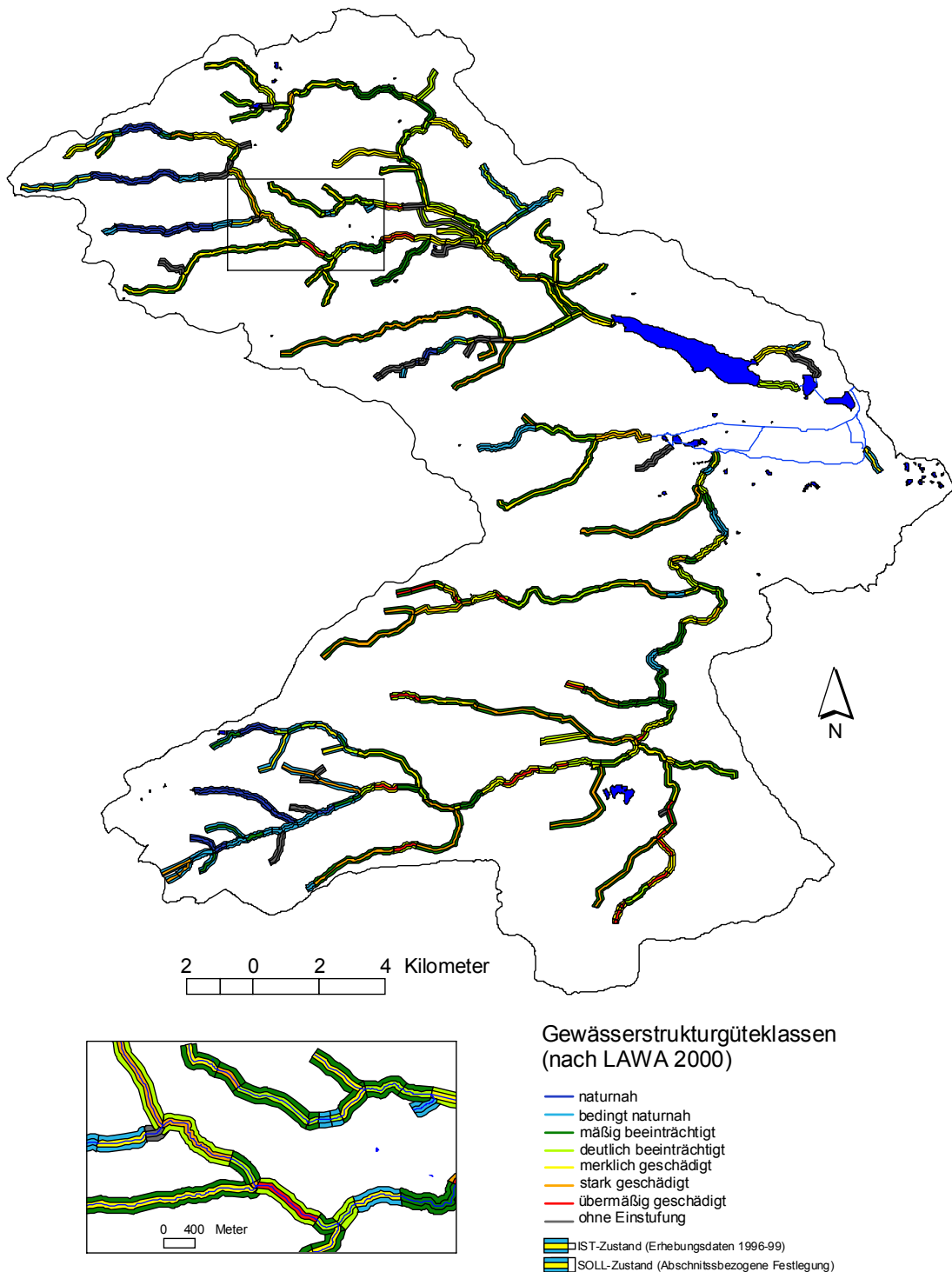


Abbildung 3-14: Morphologie der Fließgewässer nach Strukturgüteklassen der Hauptparameter nach LAWA im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen (Ist- und Soll-Zustand)

Bilanzierung

Im Gegensatz zur Abweichung vom natürlichen Zustand bezieht sich die Bilanzierung auf die Abstände zwischen den festgelegten Zielkriterien (Soll-Zustand) und den zuvor präsentierten Ergebnissen (Ist-Zustand). Sie wird als Anteil der abschnittsbezogenen prozentualen Zielerfüllungsgrade je Teileinzugsgebiet angegeben.

A. Teileinzugsgebiet Süßer See

Für den Status quo ergeben sich nach den Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte für das Teileinzugsgebiet des Süßen Sees nachfolgende mittlere Zielerfüllungsgrade. Sie lassen sich in Bezug auf den Sanierungsbedarf unterschiedlich interpretieren:

- Umweltqualitätsstandards *Laufentwicklung* und *Längsprofil*: Beim Indikator Laufentwicklung wird ein durchschnittlicher Zielerfüllungsgrad von 64 %, für das Längsprofil von 55 % erreicht. Im Vergleich zu den durchschnittlich sehr niedrigen Strukturgüteklassen fallen die Zielerfüllungsgrade durch irreversible Veränderungen (z.B. Damm- lage Fauler See, Siedlungen) etwas günstiger aus. Zugleich weist die deutliche Unterschreitung der 100 %-Marke auf einen weiteren Sanierungsbedarf hin. Hierzu gehören insbesondere eine stärkere Mäandrierung der Gewässerläufe und der Rückbau von Längsverbauungen, wie Verrohrungen, Wehren, etc.
- Umweltqualitätsstandards *Querprofil*, *Uferstruktur* und *Sohlenstruktur*: Hinsichtlich der querschnittsbezogenen Parameter werden Zielerfüllungsgrade von 66 % (Querprofil), 66 % (Uferstruktur) und 84 % (Sohlenstruktur) erreicht. Für eine Reihe von Fließgewässerabschnitten besteht folglich die Notwendigkeit einer Aufweitung des Gewässerprofils, eines Rückbaus von Steinverbauungen oder der Beräumung von Sedimentauflagen. Die mangelnde Strukturierung des Gewässerbettes bedingt außer der eingeschränkten Lebensraumqualität für Tiere und Pflanzen auch eine Verminderung der Selbstreinigungskraft der Gewässer.
- Umweltqualitätsstandard *Gewässerumfeld*: Die gemäß § 94 Landeswassergesetz (WG LSA) bestehenden Gewässerschonstreifen verfügen nur auf 57 % der Fließgewässerlänge über eine adäquate Morphologie. Für die übrigen Gewässerabschnitte besteht gemäß § 94 (4) die Notwendigkeit für eine Verwirklichung der Grundsätze nach § 2 WG LSA durch Entwicklung naturbetonter Vegetationsbestände.
- Umweltqualitätsstandard *Durchgängigkeit*: Mit der vorhandenen Dichte an Kreuzungs- und Querbauwerken mit z.T. massiver Beeinträchtigung der Durchgängigkeit wird dem Umweltqualitätsstandard nicht entsprochen. Sanierungsbedarf ergibt sich überwiegend beim Ersatzneubau durch gewässerökologisch optimierte Durchlässe.

Die multiple Bilanzierung für die im Teileinzugsgebiet erfassten Fließgewässerabschnitte enthält Abbildung 3-15. Vordringlicher Bedarf für einen wasserwirtschaftlichen Rückbau (ZEF 0 % – 79 %) ergibt sich danach für den Parameter Gewässerumfeld auf 70 %, für das Längsprofil auf 61 %, für die Uferstruktur auf 58 % sowie für Laufentwicklung und Querprofil auf 50 % der Gewässerlänge. Der mit Abstand geringste vordringliche Sanierungsbedarf besteht hinsichtlich der Sohlstruktur mit 27 % der Gewässerlänge. Die Unterschiede zwischen den grundsätzlich eng miteinander gekoppelten Parametern

Laufentwicklung und Längsprofil sind darauf zurückzuführen, dass in den relativ naturnahen Oberläufen geringfügige anthropogene Laufveränderungen als irreversibel eingestuft worden sind (Soll-Klasse 2), die Veränderungen des Längsprofils überwiegend rückgebaut werden können (Soll-Klasse 1).

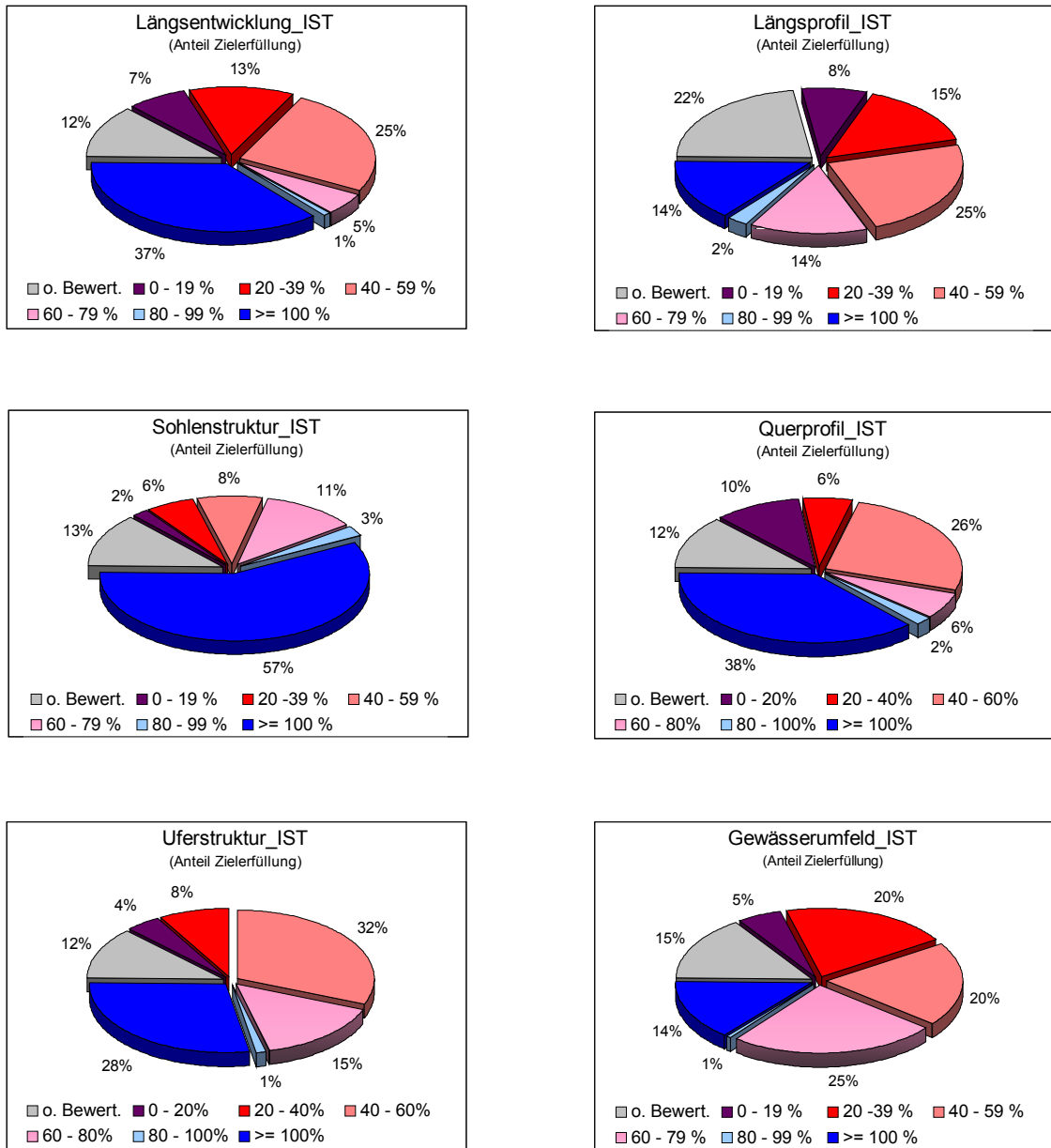


Abbildung 3-15: Zielerfüllungsgrade für die Morphologie der Fließgewässer nach Anteilen der Gewässerslängen je Hauptparameter im Teileinzugsgebiet Süßer See

Bei der abschnittsbezogenen Auswertung ragt der Kliebigsbach heraus, bei dem für sämtliche kartierten Parameter die überwiegenden Zielerfüllungsgrade bei 100 % bzw. >100 % liegen. Vereinzelt sind derart günstige Abschnitte im Unterlauf des Dippelsbachs, im Unterlauf der Glume (mit Ausnahme des Gewässerumfeldes) sowie nach Parametern variierende Abschnitte an der Bösen Sieben und am Kuhschluchtbach / Salzgraben vorhanden.

B. Teileinzugsgebiet Salziger See

Die aktuellen Zielerfüllungsgrade und der daraus abgeleitete Sanierungsbedarf für das Teileinzugsgebiet des Salzigen Sees lauten:⁶⁴⁴

- Umweltqualitätsstandards *Laufentwicklung* und *Längsprofil*: Für eine Bewertung der Gewässerläufe in ihrer Längsentwicklung stehen keine Felderhebungen der Strukturgüte zur Verfügung.
- Umweltqualitätsstandards *Querprofil*, *Uferstruktur* und *Sohlenstruktur*: Die Zielerfüllungsgrade der genannten Parameter liegen bei 60 % (Querprofil), 42 % (Uferstruktur) und 44 % (Sohlenstruktur). Die für das Teileinzugsgebiet Süßer See beschriebenen Sanierungsbedarfe sind damit bis auf die Querprofile im Teileinzugsgebiet des Salzigen Sees deutlich höher.
- Umweltqualitätsstandard *Gewässerumfeld*: Mit 43 % Zielerfüllungsgrad ist auch der Bedarf zur Entwicklung eines naturbetonten Gewässerumfeldes im Teileinzugsgebiet des Salzigen Sees höher als im Teileinzugsgebiet Süßer See. Die gesetzlichen Anforderungen werden auch hier derzeit nicht erfüllt.
- Umweltqualitätsstandard *Durchgängigkeit*: Aufgrund der höheren Dichte an Bauwerken mit z.T. massiver Beeinträchtigung der Durchgängigkeit im Vergleich zum Teileinzugsgebiet Süßer See wird das Ziel einer Durchgängigkeit der Gewässer derzeit deutlich nicht erreicht. In diesem Einzugsgebiet besteht deshalb ein erheblicher Bedarf vor allem zur Optimierung der Durchlässe.

Die längenbezogenen Zielerfüllungsgrade für das Teileinzugsgebiet Salziger See enthält Abbildung 3-13. Ein vordringlicher Bedarf für eine Gewässerrehabilitation (ZEF 0 % – 79 %) ergibt sich auf 72 % der Gewässerlänge für das Gewässerumfeld, auf 55 % für die Uferstruktur, auf 42 % für das Querprofil und auf 29 % für die Sohlenstruktur. Angaben zu den Hauptparametern Laufentwicklung und Längsprofil liegen wie erwähnt nicht vor. Für die einzelnen Gewässerabschnitte ergibt sich folgendes Bild: Im Oberlauf der Querne werden die Umweltqualitätsstandards für sämtliche kartierten Hauptparameter eingehalten. Ähnliches gilt für weite Teile des Kriebuschbachs und zahlreiche Abschnitte der Weida (v.a. hinsichtlich Sohlenstruktur). Extreme Defizite treten hingegen auf den überwiegenden Fließstrecken des Klaustalgrabens und des Weidenbachs auf. Speziell hinsichtlich der Uferstruktur wurde für nahezu sämtliche Abschnitte nur eine Zielerfüllung von „0 % -19 %“ ermittelt.

⁶⁴⁴ Auf eine graphische Darstellung der Ergebnisse wird aus Platzgründen verzichtet.

3.5.2 Aktuelle Nutzbarkeit der Gewässer und ihrer Einzugsgebiete

Als Nutzungen der Gewässer mit ihren Einzugsgebieten wurden in Kapitel 2.4.1. die grundsätzlich steuerbaren Wirkungsbeziehungen zwischen anthropogenem System und Gewässern verstanden. Die zurückliegenden und nicht reversiblen Nutzungsauswirkungen sind als anthropogen veränderte Ausprägungen der naturräumlichen Gegebenheiten bereits im Rahmen der Zielfestlegung berücksichtigt worden. An dieser Stelle geht es deshalb um die aktuellen Nutzungen und deren Nutzungsanforderungen. Aus der Perspektive des Wasserhaushalts wurden ihre Einwirkungen bereits in den (Teil-)Systemmodellen dargestellt. Im Weiteren geht es um die Betrachtung aus der Warte des anthropogenen Systems. Dabei werden einerseits die Determinanten von Einwirkungen in das wasserhaushaltliche System, andererseits die Rezeptoren von Gewässerzuständen betrachtet.

Auf der Grundlage der (Teil-)Systemmodelle lassen sich für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen die in Tabelle 3-25 aufgeführten Einwirkungen als Nutzungen identifizieren. Sie werden institutionalisierten gesellschaftlichen Bereichen zugeordnet, die im Hinblick auf die angestrebte Steuerung als Handlungsfelder von Bedeutung sind. Die Bereiche werden aus generellen Nutzungen des Wasserhaushalts für den Bezugsraum abgeleitet. Zur Vermeidung erheblicher Redundanzen wird auf eine weitere kategoriale Gliederung nach Trägern öffentlicher Belange verzichtet.

Tabelle 3-25: Gewässernutzungen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen gegliedert nach Handlungsfeldern

Gewässernutzungen (Einwirkungen auf Wasserhaushalt)	Handlungsfelder
<ul style="list-style-type: none"> • Entnahme Grundwasser • Entnahme Oberflächenwasser 	Wasserversorgung
<ul style="list-style-type: none"> • Entwässerung Flächennutzung • Entwässerung über Rückhalteanlagen • Entsorgung Schmutzwasser 	Siedlungswasserwirtschaft
<ul style="list-style-type: none"> • Absenkung Grundwasser • Entwässerung Flächennutzung, Altlasten 	Bergbau, Industrie
<ul style="list-style-type: none"> • Absenkung Grundwasser • Entwässerung Bodennutzung 	Landwirtschaft
<ul style="list-style-type: none"> • Gestaltung Gewässerstruktur • Abflussregulierung • Arten- und Biotopschutz 	Wasserbau, Gewässerbewirtschaftung
<ul style="list-style-type: none"> • Fischerei 	Fischerei
<ul style="list-style-type: none"> • Baden, Wassersport 	Freizeit und Erholung

Auf eine umfassende Darstellung der aktuellen Nutzungen wird in der vorliegenden Arbeit verzichtet. Diesbezüglich wird auf die Studie des Verfassers verwiesen (Schanze 1999: 149-168). Im Hinblick auf die für die Erläuterung des Fallbeispiels gewählten Schwerpunkte „Gewässerstrukturgüte“ und „Nährstofftransport“ werden im Folgenden die Wasserentsorgung von Siedlungen und der Wasserbau zusammenfassend als Bei-

spiel dargestellt. Trends der Wasserver- und -entsorgung werden ergänzend unter dem Gesichtspunkt des Entwicklungsrahmens aufgezeigt.

Beispiel: Siedlungswasserwirtschaft

Die Abwasserbeseitigungspflicht gemäß § 151 (1) WG LSA i.d.F. vom 31.8.1993 wird im Bezugsraum von 4 Gemeinden, der Stadt Querfurt sowie 4 Abwasserzweckverbänden getragen. Letztere wurden parallel zur Erarbeitung des Bewirtschaftungsplans durch das Gesetz zur Neuordnung der kommunalen Gemeinschaftsarbeit und zur Anpassung der Bauordnung des Landes Sachsen-Anhalt (GKG-LSA) gegründet.

Abwasseraufkommen

Das Schmutzwasseraufkommen aus privaten Haushalten beträgt im Bezugsraum nach Angaben der MIDEWA GmbH i.L. als Betreiber der Kläranlage Querfurt 135 l/d für die Stadt Querfurt und 75-80 l/d für die ländlichen Siedlungen (1996-97).⁶⁴⁵ Der Landesdurchschnitt liegt bei 135,6 l/d (Statistisches Landesamt 1997).⁶⁴⁶ Nach Messungen in der nahegelegenen Stadt Bernburg beläuft sich die Schmutzwassermenge je Einwohner auf ca. 100 l/(Ew*d) (Preuss + Partner 1997). Nachdem sich beide gebietsbezogenen Angaben durch das Verhältnis von städtischen und ländlichen Siedlungen in etwa decken, wird für die überschlägige mengenwirtschaftliche Betrachtung des Schmutzwassers von 100 l/(Ew*d) ausgegangen.

Insgesamt werden in das Teileinzugsgebiet Süßer See 0,472 Mio. m³/a, in das Teileinzugsgebiet des Salzigen Sees 2,042 Mio. m³/a Abwasser eingeleitet.⁶⁴⁷ Die erhebliche Diskrepanz zwischen beiden Teileinzugsgebieten ist durch die Überleitung von Abwässern der Kläranlage Eisleben in das Teileinzugsgebiet des Salzigen Sees bedingt. Durch die Einleitungen von Industrieunternehmen und öffentlichen Einrichtungen kommen im gesamten Bezugsraum 0,1 Mio. m³/a unterschiedlich beschaffene Abwässer hinzu.

Kanalisation und Abwasserbehandlungsanlagen

Auf das Jahr 1996 bezogen sind 52,6 % der Einwohner an eine Ortskanalisation angeschlossen (Landesvergleich: 79,4 %; Statistisches Landesamt 1997). Es überwiegen Kanalisationsysteme im Trennverfahren (60 %), gefolgt von Mischsystemen (20 %). 5 Gemeinden verfügen über vor 1990 gebaute Regenwasserkanäle mit angeschlossenen Kleinkläranlagenüberläufen (sog. „Bürgermeisterkanäle“; 16 %) (alle Angaben RP Halle 1999).

Bei den Abwasserbehandlungsanlagen im Bezugsraum handelt es sich zahlenmäßig überwiegend um Altanlagen mit geringer Reinigungsleistung (MRLU 1995). Sie verfügen mit Ausnahme der Kläranlage Eisleben lediglich über eine mechanische bzw. mechanisch-biologische Reinigungsstufe. Dem Stand der Technik entsprechen die als zentrale

⁶⁴⁵ Schmidt (o.J., schr. Mitt.)

⁶⁴⁶ (Stand: 31.12.1995)

⁶⁴⁷ (eigene Berechnungen)

Abwasserbehandlungsanlage für die Ringkanalisation um die Mansfelder Seen konzipierte Kläranlage Rollsdorf sowie eine weitere Kläranlage. Einzelheiten zu den Kapazitäten und Reinigungsstufen der Anlagen sind Schanze (1999: 174) zu entnehmen. Der Anschlussgrad der Bevölkerung an öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen lag 1996 mit 53 % insgesamt unter dem Landesdurchschnitt von 63,5 % (Statistisches Landesamt 1997).

Neben den öffentlichen Kläranlagen existieren im Bezugsraum zahlreiche dezentrale Grundstückskläranlagen als Kleinkläranlagen (KKA) und Mehrkammerausfallgruben. Die Reinigungsleistung dieser Anlagen wird im Abwasserbeseitigungsplan Salza (RP Halle 1999) als qualitativ und quantitativ unzureichend eingeschätzt. Viele der Anlagen sind schlecht gewartet oder erfüllen ihre Reinigungsleistung nicht mehr. Zum Teil werden Abwässer direkt in die Vorflut eingeleitet. Günstiger ist demgegenüber das teilweise Abfahren von gesammeltem Abwasser in öffentliche Kläranlagen zu beurteilen.

Als Abwasserbehandlungsanlagen von Industrie und öffentlichen Einrichtungen existieren im Bezugsraum Kläranlagen, Kleinkläranlagen sowie sonstige Einrichtungen wie die Neutralisationsanlage der ehemaligen Rohhütte Helbra (Lorenz et al. 1998) und Leichtflüssigkeits- und Fettabscheider. Die meisten Anlagen erreichen noch keine Reinigungsleistung nach dem Stand der Technik. Deren Abläufe leiten von Ausnahmen abgesehen direkt in die Fließgewässer des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen ein (RP Halle 1999).

Bezüglich der Behandlung und Entsorgung des Klärschlammes gibt es im Bezugsraum bislang kein durchgängiges Konzept (ebd.). Für eine ökonomisch und bei geeigneter Beschaffenheit auch ökologisch günstigere landwirtschaftliche Ausbringung fehlen sowohl eine geregelte Aufbereitung als auch vertraglich gebundene Abnehmer.

Stoffeinträge durch Schmutz- und Niederschlagswasser

Das Spektrum der aus Siedlungen eingetragenen gelösten und ungelösten, anorganischen und organischen Stoffe sowie bakterielle und virale Keime ist außerordentlich groß. Nach Hütter (1992: 212ff.) lassen sich unterscheiden:

- *häusliches Abwasser* aus Haushalten und Kleinstgewerbebetrieben mit relativ konstanter Zusammensetzung
- *gewerbliches und industrielles Abwasser* mit branchenabhängiger Zusammensetzung
- *Niederschlagswasser* abhängig von der atmosphärischen Deposition und der Oberflächenverschmutzung
- *Fremdwasser* und
- *kommunales (städtisches) Abwasser* als Mischwasser verschiedener Quellen

Art und Ausmaß der un- oder teilbehandelten Einträge in Oberflächengewässer oder das Grundwasser können in Abhängigkeit von Stofffreisetzung, Anschlussgrad, Behandlungsverfahren kleinräumig erheblich variieren. Aus diesem Grund sind stoff- und raumbezogene Untersuchungen erforderlich. Im Rahmen der Grundlagenerarbeitung des Bewirtschaftungsplans Salza wurden die Eintragsprozesse für den Leitindikator Ge-

samtphosphor modellbasiert räumlich hochauflösend untersucht.⁶⁴⁸ Grund hierfür war dessen Bedeutung als dominanter Faktor für die trophischen Verhältnisse der Mansfelder Seen.

Abgesehen von den Wirkungsanalysen über die Schwermetallausträge von Altstandorten und Halden des Kupferschieferbergbaus sowie sonstiger Altlasten erfolgt für alle übrigen Stoffe ein immissionsbezogenes Monitoring. Damit bleiben deren Eintragsorte zunächst unbekannt. Im Bedarfsfall können sie jedoch ebenfalls vertiefend analysiert werden. Dies gilt beispielsweise für die in Teilgebieten der Stadt Eisleben nachgewiesenen erhöhten Gehalte von Dioxin und Furan (RP Halle 1999) oder die erhöhten Ammonium-Konzentrationen am Mundloch des Erdeborner Stollens (Spilker 1996).

Beispiel: Wasserbau, Gewässerbewirtschaftung

Der Ausbau der Fließ- und Standgewässer und die Regulierung ihrer Abflüsse bzw. Wasserspiegel von Standgewässern dienen in der Regel dem Schutz oder der Förderung von Gewässernutzungen oder der angrenzenden Landnutzungen. Im Hinblick auf die Fließgewässer stehen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen der schadlose Abfluss von Hochwasserereignissen, die unmittelbare Annäherung von Nutzungen an die Gewässer (Uferbefestigung, Gewässerverlegung), die Querung von Gewässern durch Kreuzungsbauwerke sowie der Aufstau für fischereiliche Nutzungen im Vordergrund.

Bei den Standgewässern sind in erster Linie die Abflussregulierung zur Reduzierung von Wasserspiegelschwankungen aus Gründen der Erholungsnutzung (Süßer See, Kleinspeicher Vietzbach) sowie die Überleitung (und Hebung) des Zuflusses aus den Einzugsgebieten zur Trockenhaltung und anderweitigen Nutzung des Gewässergrundes (ehemaliger Salziger See, ehemaliger Fauler See) relevant. Zum Zwecke des Arten- und Biotopschutzes finden außerdem eine gezielte Wasserhaltung in semi-aquatischen und amphibischen Lebensräumen sowie die Erhaltung von kulturhistorisch entstandenen Kleinstgewässern statt.

Die wasserbauliche Unterhaltung der Gewässer 1. Ordnung unterliegt dem Land Sachsen-Anhalt, welches bis zur Restrukturierung durch das Staatliche Amt für Umweltschutz (STAU) Halle (Saale) vertreten wurde. Für die Gewässer 2. Ordnung ist ein Wasser-Boden-Zweckverband zuständig. - Die weiteren Darstellungen konzentrieren sich auf die für die Gewässerstrukturgüte relevanten wasserbaulichen Aktivitäten.

Gewässerausbau

Zur Sicherung der Grundstücksflächen entlang der Ufer sind die Fließgewässer in den Siedlungen mindestens mit unverfugtem Steinwurf oder -satz ausgebaut. Eine vollständige Überbauung der Ufer (Kastenprofile) zur Nutzung als Bau- und Verkehrsflächen besteht in den Kerngebieten der Städte Lutherstadt Eisleben und Querfurt. Aufgrund der angrenzenden Nutzungsintensität ist in den Siedlungen außerdem eine Massierung von Kreuzungsbauwerken gegeben. Je nach Gewässerordnung sind der staatliche oder kommunale Wasserbau für diese Maßnahmen zuständig.

⁶⁴⁸ Siehe Kap. 4.

Außerhalb von Ortslagen sind ebenfalls etliche Fließstrecken – teilweise mit Betongittersteinen – ausgebaut. Die Befestigungen dienen in erster Linie der Unterbindung einer dynamischen Laufentwicklung zur Einhaltung der eng bemessenen Grundstücksgrenzen entlang der Gewässer und zur Sicherung von Größe und Zuschnitt landwirtschaftlicher Acker- und Grünlandflächen. Der Anteil an Fließgewässern mit angrenzender landwirtschaftlicher Nutzung und gleichzeitiger Uferbefestigung beträgt im Teileinzugsgebiet Süßer See 57 % und im Teileinzugsgebiet Salziger See 24 %. Hinzu kommt der Gewässerausbau zum Schutz unmittelbar angrenzender landwirtschaftlicher Wege. Die Landwirtschaft hat damit im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen einen erheblichen Einfluss auf die Strukturgüte der Fließgewässer.

In einigen Abschnitten wurden Gewässerbegradigungen und Verbauungen entlang von Straßen vorgenommen. Diese Straßen gehören durchwegs in den Zuständigkeitsbereich von Städten, Gemeinden und Landkreis. Ein Sonderfall des Gewässerausbaus sind mehrere hundert Meter lange Abdichtungen der Bösen Sieben mit Metallhalbschalen. Anlass für diese Maßnahme des STAU Halle waren Wasserverluste in den Untergrund, die durch Erdenbrüche verursacht sind (Herold 1998). Als Sonderfall ist außerdem die Dammlage des Wilden Grabens im Bereich des ehemaligen Faulen Sees zu nennen. Ohne diesen Ausbau in historischer Zeit wären die vielfältigen aktuellen Nutzungen des Seebodens ausgeschlossen. Aus Gründen der Naherholung oder der Wasserentnahme ist schließlich der Aufstau mehrerer Fließgewässerabschnitte zu nennen.

Hochwasserschutz

Die Oberläufe weisen aufgrund enger Talformen und teilweise tief eingeschnittener Gewässerbette nur geringe Ausuferungspotenziale auf. Die natürlichen Überschwemmungsgebiete liegen überwiegend auf der Höhe oder unterstrom der meisten Siedlungen. Deren Aktivierung ist deshalb aus Gründen des Hochwasserschutzes für urbane Nutzungen nur bedingt wirksam. Dies gilt nicht für die Flussniederung der Weida, die zwischen Hagenmühle und Unterröblingen am See als Vorranggebiet für den Hochwasserschutz ausgewiesen ist.

Eine Gesamtkonzeption zum Hochwasserschutz existiert für den Bezugsraum bisher nicht. Vereinzelt wurden in den Gewässern durch das STAU Halle (Gewässer 1. Ordnung) und die Kommunen bzw. deren Zweckverband grüne Rückhalteräume (Gewässer 2. Ordnung) angelegt (siehe Pfützner 1999). Seit den 1990er Jahren sind bei der Erschließung von Gewerbe- und Wohngebieten durch Städte und Gemeinden Rückhalte- mulden und -becken entstanden. Ausbau und Unterhaltung folgender Deiche und Dämme zum Schutz angrenzender Nutzungen vor Überflutung unterliegen gemäß Anlage 3 zu § 131 WG LSA dem Land Sachsen-Anhalt:

- Böse Sieben (Verwallung links u. rechts); von Eisleben bis Süßer See (12,0 km)
- Mittelgraben (Verwall. links u. rechts); von Str. Aseleben-Röblingen bis Schmiergraben (8,0 km)
- Südlicher Ringkanal (Deiche links); von Nullschleuse bis Salza (3,5 km)
- Weida (Weidadeiche links und rechts); von Röblingen bis Abschlagwehr Ottilie (0,6 km)

3.6 Handlungsalternativen, Entwicklungsrahmen, Szenarios

Der Aufgabenstellung des Bewirtschaftungsplans Salza entsprechend sollen für die bisher nicht erreichten oder zu erhaltenen Gewässermerkmale gemäß § 186 Absatz 2 WG LSA Maßnahmen abgeleitet werden. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung werden hierzu grundsätzlich geeignete Handlungsoptionen identifiziert, beschrieben und operationalisiert. Außerdem erfolgt eine Analyse von Entwicklungstrends als Entwicklungsrahmen. Schließlich entstehen Vorschläge für die Kombination von Handlungsalternativen und Entwicklungsszenarios. Die Festlegung von gesellschaftlich verbindlichen Handlungsalternativen konnte wie in Kapitel 2.3.3.3 erwähnt nur durch eine Abstimmung und Entscheidung der beteiligten Öffentlichkeit erfolgen.

Bei der Grundlagenerarbeitung des Bewirtschaftungsplans Salza gab es in Bezug auf das mögliche Aufgabenspektrum der Methode Umweltbilanz eine Einschränkung hinsichtlich des Entwicklungsrahmens. Einfach zu erfassende Trends, wie beispielsweise der sich ändernde Trinkwasserverbrauch, konnten untersucht werden. Dies war jedoch nicht für alle relevanten Randbedingungen der künftigen Entwicklung des Einzugsgebiets möglich, wie den Wandel des Regionalklimas und den gesellschaftlichen Wandel. Für den Bezugsraum stehen damit derzeit keine inhaltlich „vollständigen“ Szenarios zur Verfügung, das heißt Szenarios unter Berücksichtigung aller für den Wasserhaushalt maßgeblichen Faktoren. Die Voraussetzungen hierfür werden sich mit dem Abschluss laufender Forschungsvorhaben wesentlich verbessern (siehe unten).

In Anbetracht der rechtlichen Vorgaben und zur Vereinfachung der Kommunikation mit den Praxisakteuren wurde im Fallbeispiel die in Kapitel 2.3.3.4 eingeführte Begrifflichkeit in abgewandelter Form verwendet. Anstelle von Handlungsoptionen wurde von *Bewirtschaftungsmaßnahmen* gesprochen. Handlungsalternativen unter Berücksichtigung partieller Entwicklungsrahmen sind anstelle von Szenarios als *Bewirtschaftungsvarianten* bezeichnet worden. Um im Weiteren eine inhaltliche Vergleichbarkeit mit den konzeptionellen Aussagen des Kapitels 2 zu gewährleisten, orientiert sich die weitere Darstellung an der oben eingeführten, allgemeinen Terminologie.

3.6.1 Handlungsalternativen

3.6.1.1 Handlungsfelder und Handlungsoptionen

Die bei der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz des Bewirtschaftungsplans Salza nach Abstimmung mit der beteiligten Öffentlichkeit betrachteten Handlungsfelder und -optionen enthält Tabelle 3-26. Neben den umweltwissenschaftlich prinzipiell denkbaren und mutmaßlich wirksamen Optionen standen bei der Auswahl durch die Beteiligten gesellschaftliche Aspekte im Vordergrund. Mit den Handlungsfeldern sollten sämtliche für das Einzugsgebiet relevanten gesellschaftlichen Bereiche berücksichtigt werden. Dies beruhte auf der Auffassung, dass einzelnen Verursachergruppen keine Aufwendungen abverlangt werden sollten, die nicht ihrem Anteil an der Gewässernutzung entsprechen (SRU 1996, Reh binder 1997: 326⁶⁴⁹).

⁶⁴⁹ Reh binder verweist dahingehend auf den verfassungsrechtlichen Gleichheitsgrundsatz.

Tabelle 3-26: Handlungsfelder und -optionen des Bewirtschaftungsplans Salza

Handlungsfelder	Handlungsoptionen
Wasserversorgung	<ul style="list-style-type: none"> • Anforderungen an die Entnahmen von Grundwasser • Anforderungen an die Entnahmen aus Oberflächengewässern • Nutzungsregelungen für Trinkwasserschutzgebiete • Anforderungen an Umgang mit wassergefährdenden Stoffen
Siedlungswasserwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Kanalisation, Überleitung, Kläranlagenausbau • Straßenreinigung, Entsiegelung, Versickerung • bewachsene Regenrückhalteräume
Bergbau, Industrie	<ul style="list-style-type: none"> • Betrieb Neutralisationsanlage bis 2008 • Sanierung von Altstandorten des ehemaligen Kupferschieferbergbaus • Sanierung von Altlasten im Bereich wieder entstehender Salziger See • Weiterführung und Wiedernutzbarmachung Tagebau Amsdorf
Landwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Nutzungsintegrierte Verringerung oberirdischer Stoffausträge • Verringerung oberirdischer Stoffausträge durch Flächenumwidmung • Anlage von Stoffrückhalteräumen • Bewirtschaftung von Gewässerschonstreifen • Minimierung unterirdischer Stickstoff-Austräge • Bewirtschaftung von Trinkwasserschutzgebieten • Bewirtschaftung von Überschwemmungsgebieten • Minimierung der Austräge von Pflanzenbehandlungsmitteln • Steuerung der Entnahme aus Oberflächengewässern • Erhöhung des Gebietsrückhalts
Wasserbau, Gewässerbewirtschaftung	<ul style="list-style-type: none"> • Sohlräumung • Rückbau von Sohlbefestigungen • Rückbau von Uferbefestigungen • Rückbau von Verrohrungen • Rückbau von Sohlbauwerken • Verbesserung ökol. Passierbarkeit von Kreuzungsbauwerken • Rückbau von Gewässerabschnitten außerorts • Umgestaltung innerörtlicher Fließgewässerabschnitte • Entwicklung von Gewässerschonstreifen • Aktivierung und Freihaltung der Überschwemmungsgebiete • Vermeidung / Verringerung erheblicher Abflussversinkungen • Anlage von Hochwasserrückhaltebecken • Anlage von Rückhalteräumen (Vorsperren) Süßer und Salziger See • Weiterbetrieb bzw. Rückbau des Pumpwerks Wansleben • Flusswasseraufbereitung am Zulauf des Süßen Sees • Restaurierungsmaßnahmen • Sicherung von Röhrichtbeständen • Erhaltung, Sicherung und Entwicklung (semi-)aquat. Lebensräume • Förderung Ausbreitungs-/Wanderungsfunktionen v. Gewässern/Auen
Wiederentstehung des Salzigen Sees	<ul style="list-style-type: none"> • Vorbereitende Maßnahmen (u.a. Rückbau von Infrastruktur etc.) • Flutung und (Lamellen-)Bewirtschaftung des Sees • Erhaltung und Entwicklung von Lebensräumen
Fischerei	<ul style="list-style-type: none"> • Fischereiliches Management
Freizeit- und Erholung	<ul style="list-style-type: none"> • Lenkungsmaßnahmen für Freizeit und Erholung

Ein weiteres wichtiges Kriterium für die gesellschaftliche Einbeziehung von Handlungsoptionen war deren grundsätzliche Umsetzbarkeit in physischer, finanzieller und administrativer Hinsicht. Neben wasserbaulichen Maßnahmen wurde unter anderem auch eine Umsetzung mittels wasserrechtlicher Genehmigungen, der Ausweisung von Schutzgebieten sowie der Übernahme in Instrumente der Fach-, Landes- und Regionalplanung sowie Bauleitplanung betrachtet. Als „grundsätzlich umsetzbar“ sind weiterhin auch solche Handlungsoptionen eingestuft worden, für die Technologien und Finanzierungsmöglichkeiten mittelfristig denkbar sind. Als Zeitrahmen diente dabei der Zeithorizont des Bewirtschaftungsplans bis 2020.

Gebietsspezifische Besonderheiten bei der Identifizierung und Auswahl von Handlungsoptionen stellen der weitestgehend stillgelegte Bergbau und die altindustriellen Anlagen sowie die Wiederentstehung des Salzigen Sees dar. Gemäß Gesetz über den Landesentwicklungsplan des Landes Sachsen-Anhalt (LEP-LSA) i.d.F. vom 18. Juni 1999 beziehen die Handlungsoptionen auch die Wiederentstehung des Salzigen Sees mit ein. Grundlage ist zunächst eine Einstauhöhe zwischen 84,15 und 86,00 m üNN. Eine letztendliche Festlegung bleibt einem Planfeststellungsverfahren vorbehalten.

Funktional beziehen sich die Optionen in erster Linie auf die Nutzungen der Gewässer, zum Teil aber auch auf eine Sanierung degradierter Prozesse und Strukturen der Gewässer.⁶⁵⁰ Bei ihrer Auswahl erfolgte keine Beschränkung auf modellbasiert abbildbare Handlungsoptionen.⁶⁵¹ Eine detaillierte Darstellung der einzelnen Handlungsoptionen enthält Schanze (1999: 169-198), eine gekürzte Version RP Halle (2001: 1999: 71-94). Im Folgenden werden beispielhaft die wasserbaulichen Maßnahmen zur Verbesserung der Morphologie der Fließgewässer erläutert. Deren Operationalisierung ist auszugsweise in Kapitel 3.3.2.1 dargestellt. Weitergehende Ausführungen zu den Maßnahmen zur Reduzierung der Phosphoreinträge enthält Kapitel 4.5.

Beispiel: Verbesserung der Gewässerstruktur der Fließgewässer (Wasserbau)

Die Handlungsoptionen sind auf das Umweltqualitätsziel einer weitestgehenden Wiederherstellung der naturraumtypischen Strukturgröße der Fließgewässer ausgerichtet.⁶⁵² Sie kann durch Entschlammung, den Rückbau vorhandener Befestigungen bzw. Verrohrungen sowie die Verbesserung der Durchgängigkeit durch die Eigendynamik der Gewässer erreicht werden. Insbesondere die naturraumtypische Varianz des Querprofils und der Ufer- und Sohlstruktur spielen dabei eine zentrale Rolle. Hinzu kommt eine naturbetonte Entwicklung des Gewässerumfeldes.

Eine Verbesserung der Laufentwicklung durch Abschnitte, in denen die Gewässer ihren Lauf verlagern können, wurde in das Bewirtschaftungskonzept nach Abstimmung mit der beteiligten Öffentlichkeit nicht einbezogen. Der hierfür notwendige erhebliche Flächenbedarf sollte in Anbetracht der übrigen umfangreichen Bewirtschaftungsaktivitäten die Akzeptanz gegenüber den wasserwirtschaftlichen Aufgaben nicht mindern. Eine künftige Realisierung dieser Maßnahmen ist damit nicht ausgeschlossen.

⁶⁵⁰ Nach Böhm et al. (1999: 7) ist wegen der Komplexität der Wirkungszusammenhänge und der Vielfalt der Ursachen von Umweltproblemen im Gewässerbereich die Anzahl der denkbaren Maßnahmen prinzipiell beliebig groß.

⁶⁵¹ Hinweise zur Operationalisierung von Handlungsoptionen enthält Tabelle 3-27.

⁶⁵² Siehe Kap. 3.4.3.

Insbesondere bei der Planung von naturschutzrechtlichen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen und im Rahmen von Verfahren zur ländlichen Entwicklung können Möglichkeiten zur Verbesserung der Laufentwicklung entstehen. Hierfür kommt vor allem die deutliche Verbreiterung extensiv oder nicht genutzter Vorländer in Frage. In Fließgewässerabschnitten, in denen eine Befestigung von Sohle oder Ufern unvermeidbar ist, kann der technische Ausbau durch naturnahe Wasserbau ersetzt werden. Eine diesbezügliche Orientierung bietet u.a. die „Richtlinie für die naturnahe Unterhaltung und Ausbau der Fließgewässer im Land Sachsen-Anhalt“.

Als Rückbau bzw. naturnahe Umgestaltung von Gewässern werden sehr vielschichtige Optionen des heutigen Wasserbaus angesprochen (vgl. u.a. Lange & Lecher 1993 Begemann & Schiechl 1994, Gunkel 1996, Patt et al. 1998, Boon et al. 2000, Hütte 2000, Schiechl & Stern 2002). Sie sind teilweise nur für konkrete Vorhaben und häufig nur im Zuge der baulichen Realisierung vor Ort zu spezifizieren. Mitunter lassen sich bestimmte Aufgaben – gerade bei einem naturbetonten Entwicklungsgrundsatz – lediglich durch schrittweise Versuche und Korrekturen lösen. Diese konkrete und stellenweise experimentelle Bewirtschaftung ist für die Ebene des Bewirtschaftungsplans nicht handhabbar. Deshalb beschränken sich die nachfolgenden Angaben auf Maßnahmentypen. Sie werden auf der Grundlage der verfügbaren Geländedaten konzipiert, räumlich zugewiesen und die Kosten überschlägig kalkuliert.

Räumliche Prioritäten der Handlungsoptionen haben Gries et al. (1996a, b) erarbeitet. Einzelheiten zur Lage und Art der Maßnahmen sind der Datenbank und kartographischen Darstellungen zu dieser Untersuchung zu entnehmen. Für die nachfolgende Entwurfsplanung existieren einschlägige Regelwerke des Wasserbaus. Die Umsetzung der Maßnahmen obliegt den Unterhaltungspflichtigen gemäß §§ 101-119 WG LSA:

- Gewässer *erster* Ordnung: Land Sachsen-Anhalt (§ 103 WG LSA)
- Gewässer *zweiter* Ordnung: gemäß Anlage 2 zum WG LSA im Bezugsraum Unterhaltungsverband „Böse Sieben/Weida“ (§ 104 WG LSA).

Sohlräumung

Mit dieser Handlungsoption werden Schlamm- oder Feinsedimentakkumulationen beseitigt. Damit soll die naturraumtypische Sohlenstruktur mit deren Bedeutung für die Besiedlung durch den Makrozoobenthon wieder hergestellt werden. Die Sohlerräumung ist nur dann sinnvoll, wenn die Ursachen für die bisherige Schlammakkumulation identifiziert und parallel beseitigt werden können. Bei den vorhandenen Ablagerungen handelt es sich in erster Linie um Faulschlämme aus ungenügend gereinigtem oder ungeklärtem Abwasser. Hinzu kommen Ansammlungen von Feinsedimenten aus der Bodenerosion (vgl. Wanka 1993, Zinke 1993, Baum & Schmidt 1998).

Für die Teileinzugsgebiete von Süßem und Salzigem See werden mittels der Klasse 7 des Hauptparameters "Sohlenstruktur" außerhalb von Siedlungen starke Beeinträchtigungen der Sohle durch Verbau oder signifikante Schlammablagerungen erfasst. Mit Hilfe der längenbezogenen Untersetzung dieser Angaben hinsichtlich der verbauten Strecken lassen sich zumindest als relative Maße diejenigen Längen definieren, in denen statt dem Rückbau der Sohle eine Schlammmentnahme für die Sanierung in Betracht kommt.

Der Aushub kann mit geeigneter Gerätetechnik (Bagger mit langem Greifer) möglichst schonend (ggf. ökologische Bauleitung durch einen Landschaftsarchitekten oder Biologen) und mit wenigen Zufahrtsstellen an die Gewässer durchgeführt werden. Das gewonnene Material sollte abhängig von einer stichprobenartigen Analytik vorzugsweise außerhalb des Überschwemmungsbereichs oder direkten Zulaufs der Gewässer abgelagert werden. Bei erhöhter Schadstoffbelastung⁶⁵³ ist eine Deponierung erforderlich.⁶⁵⁴ In Fließgewässerabschnitten mit nachgewiesener hoher Schwermetallbelastung des Sediments (Poggel 1995, Klöck 1997, Schmidt 1997) sollten Möglichkeiten zur Absaugung des Sediments geprüft, ansonsten auf eine Sohlräumung verzichtet werden.

Rückbau von Sohlbefestigungen

Neben Schlammauflagen existieren im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen zahlreiche Gewässerstrecken mit Sohlbefestigungen in Form von Gittersteinen (überwiegend), Beton, Halbschalen o.ä. Derart verbaute Gewässerabschnitte sind bei den Felderhebungen nach laufenden Metern aufgenommen und tabellarisch dargestellt worden (Gries et al. 1996a,b, Lehmann 1997).

Gegenstand der Handlungsoption ist die Entnahme vorhandener Befestigungen zur Förderung einer naturraumtypischen Sohlenstruktur mit Wiederherstellung des Untergrundkontakts. Sie umfasst sowohl den Abbruch, Transport als auch die Entsorgung des Materials (Bauschuttrecycling). Begründet durch die gesonderte Behandlung der innerörtlichen Umgestaltung der Gewässer werden für diese Maßnahme nur die Abschnitte außerhalb der Siedlungsbereiche herangezogen. Die zur Minimierung von Versinkungsverlusten im Bereich Wimmelburg (Böse Sieben) eingebrachte Abdichtung mit Halbschalen wird von dieser Handlungsoption ausgespart.

Rückbau von Uferbefestigungen

Zweck dieser Handlungsoption ist die Entfernung vorhandener Uferverbauungen aus verfugten Steinen, Mauerwerk oder Beton zugunsten struktureicher, durch Pflanzen und Tiere besiedelbarer Ufer. Im Falle unvermeidbarer Ufersicherungen kann diese durch Lebendverbau oder Steinwurf (maximal bis zur Mittelwasserlinie) erfolgen. Soweit das vorhandene Material nicht wieder verwendbar ist, soll es aufgenommen und als Bauschutt recycelt werden.

Die für die Durchführung der Maßnahme in Betracht kommenden Uferabschnitte werden über die Klassen 6 und 7 des Hauptparameters "Uferstruktur" (Süßer See) bzw. "Querprofil/Uferstruktur" (Salziger See) selektiert. Nachdem diese längenmäßig durchwegs kürzer sind als die eigentlichen Gewässerabschnitte (Hauptabschnitte), können sie in Form von Unterabschnitten aus den Kartierungen entnommen werden (Gries et al. 1996b, Lehmann 1997).

⁶⁵³ Überschreitung der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 1. Juli 1992 bzw. der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) v. 12. Juli 1999.

⁶⁵⁴ Näheres siehe Schanze (1999: 101ff.).

Rückbau von Verrohrungen

Verrohrungen unterbinden die Durchgängigkeit der Gewässer in besonderer Intensität (Dunkelstrecke, Strukturarmut, erhöhte Fließgeschwindigkeit etc.). Sie gilt es vorrangig zu entfernen und eine eigendynamische Gewässerentwicklung zuzulassen. Die Maßnahme umfasst den Aushub, die Bergung und Entsorgung (Bauschuttrecycling) der Rohrteile sowie eine grobe Profilierung des Gewässerbettes. Zur Abgrenzung gegenüber den Maßnahmen des umfassenderen Gewässerrückbaus umfasst diese Maßnahme noch keine Profilaufweitung mit anschließender naturnaher Gestaltung.

Rückbau von Sohlbauwerken

Sohlbauwerke beeinträchtigen in Abhängigkeit von der Wasserspiegeldifferenz und der Struktur des Sohlbauwerks die Durchgängigkeit von Fließgewässern. Das Ausmaß dieser Beeinträchtigung ist vor allem von der zu überwindenden Höhendifferenz der Wasserspiegel und der Struktur des Sohlbauwerks abhängig. Von den für beide Seeneinzugsgebiete punkthaft kartierten Bauwerken werden nur die vor Ort mit der ordinalen Beeinträchtigungsstufe "massiv" (Gries et al. 1996b, Lehmann 1997) bezeichneten behandelt.

Im Bezugsraum sind Wehre, Sohlabstürze, Sohlschwellen und Rohrquerungen als massive Beeinträchtigungen in Bezug auf die Ausbreitung von Gewässerorganismen erfasst worden. Nachdem aus hydraulischen Gründen ohne nähere Prüfung nicht von einem Verzicht auf die Funktion der vorhandenen Bauwerke ausgegangen werden kann, sollen diese als Sohlrampen und -gleiten umgestaltet werden. Die letztgenannten Bauwerkstypen können in naturnaher Bauweise so hergestellt werden, dass deren Beeinträchtigungen der Durchgängigkeit nur noch als „gering“ einzustufen ist. Zur konstruktiven Realisierung gibt es umfassende Darstellungen in der Literatur und zahlreiche Beispiele in der Praxis.

Verbesserung der ökologischen Passierbarkeit von Kreuzungsbauwerken

Kreuzungsbauwerke können trotz ihrer zumeist kurzen Überbauungslänge die Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen unterbrechen (vgl. Schwevers & Adam 1997). Bei der Mehrzahl der Brückenbauwerke im Bezugsraum ist eine Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit allerdings mit ganz erheblichen baulichen und finanziellen Aufwendungen verbunden (Gries et al. 1996b). Sie werden erst bei der Erneuerung dieser Bauwerke in einem vertretbaren Verhältnis von Aufwand und Nutzen stehen. Entsprechend kann an dieser Stelle nur auf die von Gries et al. beschriebenen Beispielstrecken zur Umgestaltung am Vietzbach (ebd. 1996a: 59), am Kliebigsbach (ebd. 1996b: 62) sowie am Weitzschkerbach (ebd. 1996b: 69) verwiesen werden.

Beim Neu- oder Ersatzneubau von Kreuzungsbauwerken sollen grundsätzlich nachfolgende Gesichtspunkte beachtet werden:

- Minimierung der Dunkelstrecke durch maximale Durchlassbreite
- Minimierung der überbauten Gewässerlänge
- strukturreiche Sohlen- und Uferbereiche
- Vermeidung extremer Strömungsverhältnisse

Rückbau von Gewässerabschnitten außerorts

Die Maßnahme hat einen umfassenden Rückbau von Gewässerabschnitten außerhalb von Siedlungen zum Gegenstand. Dazu sollen bestehende Trapezprofile der Gewässer aufgeweitet werden, so dass ein vielgestaltiges Querprofil entstehen kann. Dahingehende Beispiele wurden bei der Erarbeitung der fachlichen Grundlagen des Bewirtschaftungsplans für den Wilden Graben oberhalb der Einmündung des Freßbaches sowie für den Kriebuschbach erarbeitet (Gries et al. 1996a, b).

Umgestaltung innerörtlicher Fließgewässerabschnitte

Wegen zahlreicher Schutzfunktionen für die sehr eng benachbarten, i.d.R. kaum veränderbaren Flächennutzungen ist in den Siedlungsbereichen zumeist kein vollständiger Rückbau der bestehenden Gewässerverbauungen möglich. Bei den Umweltqualitätsstandards für die Morphologie der Fließgewässer sind deshalb im Vergleich zu den Gewässerabschnitten im Freiraum und in Abhängigkeit vom Maß der Urbanität (Innenstadtbereiche, übrige Ortslagen) niedrigere Soll-Werte festgelegt worden.⁶⁵⁵ Die wasserbaulichen Maßnahmen innerorts dienen in erster Linie einer Reduzierung des vorhandenen Verbauungsgrades zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit des gesamten Fließgewässersystems. Unter Einbeziehung der städtebaulichen Rahmenbedingungen kommt dafür vor allem eine naturbetontere Gestaltung der Ufer- und Sohlbereiche in Betracht.

Im Vergleich zu der derzeit durch (z.T. verfugte) Steine bzw. Steinplatten überwiegend extrem strukturarmen Sohl- und Uferstruktur und den dadurch bedingten einheitlichen Strömungsverhältnissen kann durch eine solche Umgestaltung eine deutliche Erhöhung der Vielfalt von Substrateigenschaften erreicht werden. Diese wiederum verursacht eine größere Varianz der Strömung. Speziell für die auch entgegen der Fließrichtung wandernden Tierarten hätte eine derartige Verbesserung der Gewässerstruktur eine erhebliche Bedeutung für den ökologischen Zusammenhang des überörtlichen Gewässernetzes.

Im Einzelnen erfordert die innerörtliche Umgestaltung:

- Entfernung der vorhandenen Sohl- und Uferverbauung bzw. Verrohrung
- so weit möglich abwechslungsreiche Gestaltung des Querprofils
- erneute, zur Oberkante zunehmende Substratzwischenräume enthaltende Ufersicherung mit naturraumbürtigen Wasserbausteinen (keine Versiegelung der Fugen)
- weitestgehender Verzicht auf Sohlenverbau
- Bepflanzung mit Gehölzen (vorzugsweise naturraumtypischer Arten)

Durch das hohe Maß der Verbauung in Siedlungen und den Restriktionen bei einer Umgestaltung der Gewässer ist prinzipiell mit einem geringen ökonomisch-ökologischen Wirkungsgrad dieser Handlungsoption zu rechnen. Deren Verwirklichung wird deshalb vorerst als nachrangig eingestuft. Allerdings sollte die Gewässergestaltung frühzeitig bei anstehenden gewässerrelevanten Baumaßnahmen mit einbezogen werden. Vor allem bei städtebaulichen oder freiraumplanerischen Sanierungs- und Gestaltungsvorhaben

⁶⁵⁵ Siehe Kap. 3.4.4.1.

sollte eine Kombination aus Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit der Gewässer und Steigerung des Wohnumfeldes bzw. der Attraktivität der Siedlungen angestrebt werden. Gegebenenfalls lässt sich dazu eine gemeinsame Trägerschaft (Mischfinanzierung) der Wasserwirtschaftsverwaltung, der Städtebauförderung, der Dorferneuerung und der Kommunen erreichen.

Entwicklung von Gewässerschonstreifen

Für die gemäß § 94 WG LSA festgelegten Gewässerschonstreifen sind zum Schutz der Mansfelder Seen gegenüber landwirtschaftlichen Stoffeinträgen und zur Verbesserung der Lebensraumeignung der Gewässer im Bezugsraum zumeist naturbetonte Vegetationsbestände notwendig. Für die Mehrzahl der Gewässer liegt eine detaillierte Konzeption zur angestrebten Entwicklung vor (Mücke et al. 1998). Auf den Gewässerschonstreifen der übrigen Gewässer soll, vorbehaltlich anderslautender Festlegungen der Wasserbehörden eine Entwicklung der naturraum- und standorttypischen Vegetation zugelassen werden.

Die Festlegung von Gewässerschonstreifen gilt grundsätzlich für alle Fließgewässer. Hinsichtlich der Gewässerstruktur für die Standgewässer sind gesonderte Handlungsoptionen formuliert worden (Schanze 1999: 184).

3.6.1.2 Strategische Handlungsalternativen

Für die Kombination von Handlungsoptionen zu strategischen Handlungsalternativen werden grundsätzlich die nachfolgenden Möglichkeiten gesehen:

A. *Beliebige Anzahl* von Handlungsalternativen unter Berücksichtigung teilbarer Handlungsoptionen. Als „teilbar“ werden Handlungsoptionen verstanden, bei denen Möglichkeiten für eine graduelle, teilräumliche oder phasenweise Realisierung bestehen. Die Kombination solcher Handlungsalternativen kann sich insbesondere auf eine Mehrzieloptimierung unter den Gesichtspunkten von Nutzen und Kosten stützen.

Vorteile:

- hohes Maß an Objektivität
- unbeschränkte Teilbarkeit von Handlungsoptionen

Nachteile:

- erschwerte Nachvollziehbarkeit der Berücksichtigung und raum-zeitlichen Zuweisung einzelner Handlungsoptionen aufgrund beliebigen oder rechnerischen Zustandekommens
- eingeschränkte Vermittelbarkeit der konkreten Betroffenheiten von Gewässernutzern
- einheitliche Bezugnahme auf rechtliche Vorgaben des Gewässerschutzes kaum möglich
- Unterschiedlichkeit von Handlungsoptionen trotz vergleichbarer Zielerfüllung⁶⁵⁶

⁶⁵⁶ (z.B. unterschiedliche Verursachernähe der Stoffrückhaltung einerseits in der Landschaft, andererseits in Flusswasseraufbereitungsanlage)

- B. *Definierte Anzahl* von Handlungsalternativen nach fachlich-planerischer Begründung mit festgelegter Kombination von Handlungsoptionen.

Vorteile:

- Nachvollziehbarkeit der Handlungsalternativen
- Bezugnahme auf rechtliche Vorgaben des Gewässerschutzes unmittelbar möglich
- Möglichkeit, die unterschiedliche Eignung von Handlungsoptionen zur Erreichung dauerhaft umweltgerechter Verhältnisse durch Kombination ähnlich geeigneter Maßnahmen und Rangfolge der Handlungsalternativen zum Ausdruck zu bringen

Nachteile:

- Diskussions- und Entscheidungsprozess setzt an subjektiv vorgefertigten Varianten an, eine Neukombination ist dadurch erschwert
- Risiko, bei der Zusammenstellung jeweils einseitig bestimmte Gewässerbenutzer(gruppen) zu übervorteilen bzw. zu benachteiligen

- C. *Eine einzelne Bewirtschaftungsalternative* neben einer *Maximal-Alternative* mit vorgeschlagener Kombination von Handlungsoptionen.

Vorteile:

- gute Nachvollziehbarkeit der Handlungsalternativen
- Subjektivität bei der vorzuschlagenden Maßnahmenkombination beschränkt sich auf Abgrenzung der Bewirtschaftungsalternative von der Maximal-Alternative
- transparente Diskussionsbasis mit Ansatzpunkt bei jeweiligen Handlungsoptionen einschließlich ihrer Teilbarkeit
- Bezugnahme auf rechtliche Vorgaben des Gewässerschutzes unmittelbar möglich
- Berücksichtigung der unterschiedlichen Eignung von Einzelmaßnahmen im Hinblick auf dauerhaft umweltgerechte Verhältnisse
- Möglichkeit einer ausgewogenen Berücksichtigung der betroffenen Gewässerbenutzer

Nachteile:

- Diskussions- und Entscheidungsprozess setzt (zunächst) an einem einzigen Vorschlag an; Variationen lassen sich überwiegend nur über Maximal-Alternative ableiten

Für den Bewirtschaftungsplan Salza wurde in Abstimmung mit den zuständigen Fachbehörden ein einziges, weiter zu entwickelndes Bewirtschaftungskonzept sowie eine Maximal-Alternative festgelegt (Alternative C). Hierfür sprachen insbesondere die hohen Anforderungen an den Gewässerschutz im Bezugsraum. Eine Sanierung und dauerhaft umweltgerechte Erhaltung der Mansfelder Seen erfordert sehr weitgehende Bewirtschaftungsmaßnahmen. Diese beziehen sich auf ein weites Spektrum von gesellschaftlichen Einwirkungen bzw. Anforderungen an die Nutzbarkeit und deshalb eine Vielzahl von Handlungsoptionen.

Vor dem Hintergrund des grundgesetzlichen Gleichheitssatzes⁶⁵⁷ und der Vorsorgeverpflichtung nach dem WHG bzw. WG LSA⁶⁵⁸ werden alle Gewässerbenutzer entsprechend den von ihnen verursachten Gewässerbeeinträchtigungen herangezogen (vgl. Rehbinder 1997). Den beiden Handlungsalternativen wurden alle in Tabelle 3-26 genannten Handlungsoptionen zugeordnet.

3.6.2 Entwicklungsrahmen

Die Möglichkeiten zur Einbeziehung von Entwicklungstrends bei der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza sind wie oben erwähnt eng begrenzt.⁶⁵⁹ Beispielsweise konnte der von Klämt (1998) und Werner (1998) ermittelte Wandel des Regionalklimas⁶⁶⁰ nicht für eine Fortschreibung der von Pfützner (1996, 1997) aufgestellten Wasserhaushaltsbilanzen herangezogen werden. Diesbezügliche Forschungsergebnisse werden in den nächsten Jahren durch verschiedene Forschungsvorhaben⁶⁶¹ im Elbeinzugsgebiet zur Verfügung stehen. Für den Zeithorizont des Plans bis 2020 ist deshalb nur die Veränderung des Wasserbedarfs in Bezug auf die Wasserversorgung betrachtet worden (Schanze 1999).

Wasserversorgung

Aufgabe der Wasserversorgung ist die Bereitstellung von Trink- und Betriebswasser in ausreichender Menge und Qualität. Voraussetzung hierfür ist die Gegenüberstellung des aktuellen und künftigen *Wasserbedarfs* mit dem gebietseigenen *Dargebot*. Für den Bezugsraum spielt zusätzlich die Versorgung mit Fernwasser eine Rolle.

Status quo

Auf der Grundlage eines spezifischen Verbrauchs von Trinkwasser für Haushalte und Kleingewerbe von 103 l/Tag (Stand: 1997) im Regierungsbezirk Halle lässt sich für den Bezugsraum als Ausgangszustand ein Gesamtverbrauch von 2,6 Mio. m³/a berechnen. Hinzu kommt ein Trinkwasserbedarf von Industrie und Landwirtschaft (ohne Beregnung) von ca. 2,1 Mio. m³/a. Der Anschlussgrad an die öffentliche Trinkwasserversorgung beträgt im Bezugsraum 100 %, was dem Landesdurchschnitt (99,6 %) bzw. Anschlussgrad im Regierungsbezirk Halle (> 99,9 %) entspricht (sämtliche Angaben LAU 1998b).

Als Betriebswasser werden nach den derzeitigen Wasserrechten maximal ca. 0,5 Mio. m³/a, für Beregnung weitere ca. 0,5 Mio. m³/a Wasser verwendet. Insgesamt liegt der Wasserverbrauch im Bezugsraum damit bei bis zu 4,7 Mio. m³/a Trinkwasser und 1,0 Mio. m³/a Betriebs- und Beregnungswasser. Eine Sonderstellung nehmen die Wasserentnahmen durch den Tagebau Amsdorf ein. Zur Freihaltung des Abbaufeldes von Grundwasser werden ca. 1,3 Mio. m³/a Wasser gehoben (Frellstedt 1999).

⁶⁵⁷ Siehe Kap. 3.6.1.1.

⁶⁵⁸ Siehe Kap. 3.1.1.

⁶⁵⁹ Siehe Kap. 3.6.

⁶⁶⁰ Siehe Kap. 3.1.2.2.

⁶⁶¹ u.a. BMBF-Verbundvorhaben GLOWA-Elbe II (statistisches Downscaling), Modellberechnungen des MPI für Meteorologie (dynamisches Downscaling).

24 % (also 45 l/(Ew*d)) des spezifischen Gesamtverbrauchs von 187 l/(Ew*d) (Stand: 1997) sind im RB Halle Eigenverbrauch und Verluste der Wasserversorgungseinrichtungen (LAU 1998; zum Vergleich LSA 23 %). Sie sind damit nach wie vor hoch. Gegenüber 1990 (90 l/(Ew*d) laut MUN 1993 = 25 % des damaligen Gesamtverbrauchs von 360 l/(Ew*d)) ist nur eine geringfügige Verringerung festzustellen. Die Rekonstruktion der vorhandenen Versorgungsnetze ist kostenintensiv und wird daher noch einen längeren Zeitraum beanspruchen. Für 2010 werden für Eigenverbrauch und Verluste von 20 % (35 l/Ed) angesetzt (MRLU 1996).

Beim Trinkwasserverbrauch setzte sich der seit 1990 rückläufige Trend bis Ende 1998 fort. Die Bedarfsentwicklung verläuft aber im Vergleich zu den Vorjahren eher gedämpft, was auf eine Konsolidierung und Stabilisierung des Verbrauchs und der Verbrauchsgewohnheiten der Bevölkerung hinweist (LAU 1998b).

Trends

Die Prognose über die Bevölkerungsentwicklung des Statistischen Landesamtes Sachsen-Anhalt (1997) geht bis 2040 von einem ständigen Rückgang im Land Sachsen-Anhalt aus. Im Jahr 2020 soll die Abnahme im Vergleich zum Basisjahr 1992 5,7 % betragen. Selbst bei einer Erreichung des bundesdurchschnittlichen Verbrauchswertes von 135 l/(Ew*d) für Haushalt und Kleingewerbe wird der Wasserbedarf größtenteils durch die sinkende Einwohnerzahl aufgewogen (MRLU 1996). Zudem ist mit der genannten Verringerung der Leitungsverluste durch Modernisierung des Netzes auszugehen.

Auf der Basis der nachfolgenden Trendberechnung (StMLU 1998) ist unter Annahme eines Trinkwasserverbrauchs von 100 l/d (ebenda) im Bezugsraum für 2020 ein Trinkwasserbedarf von 2,4 Mio. m³/a (-8 %) anzunehmen.

$$Q_{aBev} = A_{zuk} * E_{zuk} * Q_{dBevzuk} * 365/10^6 \quad (Gl. 3.1)$$

Q_{aBev} = zukünftiger Bevölkerungsbedarf/a

A_{zuk} = Anschlussgrad (Salza: 100 %)

E_{zuk} = Bevölkerungsprognose 2020⁶⁶²

$Q_{dBevzuk}$ = zukünftiger Pro-Kopf-Bedarf/a: 100 l/Ed.

Bezüglich des Wasserbedarfs der Industrie und Landwirtschaft sind gegenwärtig keine Prognosen möglich, da keine diesbezüglichen Erhebungen vorliegen. In jedem Fall wird mit Auslaufen des Braunkohlentagebaus um 2025⁶⁶³ der industrielle Verbrauch deutlich abnehmen (ca. 1,5 Mio. Trinkwasser) und die bergbauliche Wasserhaltung eingestellt werden.

⁶⁶² Laut Statistischem Landesamt Sachsen-Anhalt (1997): -5,7 % gegenüber 1992.

⁶⁶³ Siehe Kap. 5.4.2.

3.6.3 Szenarios

Aus den beiden Handlungsalternativen und dem Trend für die Wasserversorgung sind zunächst 2 Szenarios⁶⁶⁴ formuliert worden. Ein Szenario hat die angestrebte Bewirtschaftungskonzeption (Bewirtschaftungs-Szenario), das andere alle denkbaren Handlungsoptionen (Maximal-Szenario) zum Gegenstand. Hinzugenommen wird ein Szenario für eine unveränderte Fortführung des derzeitigen Gewässereinzugsgebietsmanagements (Status quo-Szenario). Es umfasst unter anderem den Weiterbetrieb der Neutralisationsanlage am Altindustriestandort Helbra, der Flusswasseraufbereitungsanlage am Zulauf des Süßen Sees und des Pumpwerks Wansleben zur Trockenhaltung des ehemaligen Salzigen Sees.

Die 3 Alternativ-Szenarios sind ausgehend von den beiden hydrologischen Jahren 1997-99 ohne weitere zeitliche Zwischenschritte auf den Zeithorizont bis zum Jahr 2020 bezogen worden. Für die Formulierung von Szenarios häufig konstitutive Wirkungsketten zwischen einzelnen Zeitschritten (vgl. Stiens 1999: 90) werden deshalb nicht berücksichtigt. Bezugsraum ist das Einzugsgebiet des Bewirtschaftungsplans Salza. Als Bezugssystem dienen die in Kapitel 3.3.1 konzipierte (Teil-)Systemmodelle sowie die Handlungsoptionen in Kapitel 3.6.1.1. Der Entwicklungsrahmen für den Wasserbedarf wird in allen Szenarios berücksichtigt.

In Bezug auf die prospektiven Wirkungsmechanismen ist die Szenariotechnik damit vereinfacht angewendet worden.⁶⁶⁵ Mit den (Teil-)Systemmodellen liegen sehr komplexe, systemare Ansätze für Wirkungsanalysen zugrunde. Die jedem Szenario zugeordneten Handlungsoptionen und Entwicklungsrahmen enthält Tabelle 3-27. Die in den (Teil-)Systemmodellen operationalisierten Aktivitäten und Trends sind mit „*“ gekennzeichnet.

Mit der bewussten Beschränkung auf 3 Szenarios kann für die Beteiligung der Öffentlichkeit ein überschaubarer Entscheidungsraum geschaffen werden. Das Status-quo- und das Maximal-Szenario markieren die Extreme möglicher Entwicklungen. Mit dem Bewirtschaftungsszenario kann die angestrebte Bewirtschaftung simuliert und durch Hinzunahme von oder Verzicht auf einzelne Handlungsoptionen justiert werden. Beim Aufstellungsverfahren des Bewirtschaftungsplans wurde in geringem Umfang von dieser Gestaltungsmöglichkeit Gebrauch gemacht.

Das geringe Ausmaß der Modifikationen lag zum einen an den erheblichen Bewirtschaftungserfordernissen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen. Für eine weitestgehende Erreichung der Bewirtschaftungsziele war eine Realisierung der meisten Handlungsoptionen unausweichlich. Zum anderen wurden die Möglichkeiten einer echten Partizipation von der verfahrensführenden Behörde nur teilweise genutzt.⁶⁶⁶

⁶⁶⁴ Siehe Kap. 2.3.3.4.

⁶⁶⁵ (Stiens 1996: 93; siehe Kap. 2.1)

⁶⁶⁶ Siehe Kap. 3.9.2.

Tabelle 3-27: Szenarios des Bewirtschaftungsplans Salza mit Handlungsoptionen und Entwicklungsrahmen

Handlungsfelder	Handlungsoptionen / (Entwicklungsrahmen)
Status quo-Szenario	
Wasserversorgung	<ul style="list-style-type: none"> • (Trend abnehmenden Wasserbedarfs)*
Bergbau, Industrie	<ul style="list-style-type: none"> • Betrieb Neutralisationsanlage bis 2008^(*)
Wasserbau, Gewässerbewirtschaftung	<ul style="list-style-type: none"> • Weiterbetrieb des Pumpwerks Wansleben* • Flusswasseraufbereitung am Zulauf des Süßen Sees*
Bewirtschaftungs-Szenario	
Wasserversorgung	<ul style="list-style-type: none"> • Anforderungen an die Entnahmen von Grundwasser • Anforderungen an die Entnahmen von Oberflächenwasser* • Nutzungsregelungen für Trinkwasserschutzgebiete • Anforderungen an Umgang mit wassergefährdenden Stoffen • (Trend abnehmenden Wasserbedarfs)*
Siedlungswasserwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Kanalisation, Überleitung, Kläranlagenausbau* • Straßenreinigung, Entsiegelung, Versickerung • bewachsene Regenrückhalteräume
Bergbau, Industrie	<ul style="list-style-type: none"> • Betrieb Neutralisationsanlage bis 2008^(*) • Sanierung von Altstandorten des ehemaligen Kupferschieferbergbaus • Sanierung von Altlasten im Bereich wieder entstehender Salziger See* • Weiterführung und Wiedernutzbarmachung Tagebau Amsdorf *
Landwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Nutzungsintegrierte Verringerung oberirdischer Stoffausträge* • Anlage von Stoffrückhalteräumen* • Bewirtschaftung von Gewässerschonstreifen* • Minimierung unterirdischer Stickstoff-Austräge • Bewirtschaftung von Trinkwasserschutzgebieten • Bewirtschaftung von Überschwemmungsgebieten* • Minimierung der Austräge von Pflanzenbehandlungsmitteln • Steuerung der Entnahme aus Oberflächengewässern* • Erhöhung des Gebietsrückhalts*
Wasserbau, Gewässerbewirtschaftung	<ul style="list-style-type: none"> • Sohlräumung* • Rückbau von Sohlbefestigungen* • Rückbau von Uferbefestigungen* • Rückbau von Verrohrungen* • Rückbau von Sohlbauwerken* • Verbesserung ökol. Passierbarkeit von Kreuzungsbauwerken • Rückbau von Gewässerabschnitten außerorts* • Entwicklung von Gewässerschonstreifen* • Aktivierung und Freihaltung der Überschwemmungsgebiete* • Vermeidung / Verringerung erheblicher Abflussversinkungen* • Anlage von Rückhalteräumen (Vorsperren) Süßer und Salziger See • Rückbau des Pumpwerks Wansleben* • Flusswasseraufbereitung* • Restaurierungsmaßnahmen • Sicherung von Röhrichtbeständen • Erhaltung, Sicherung und Entwicklung (semi-)aquat. Lebensräume^(*)

Wasserbau, Gewässerbewirtschaftung (Fortsetzung)	<ul style="list-style-type: none"> • Förderung Ausbreitungs-/Wanderungsfunktionen v. Gewässern/Auen
Wiederentstehung des Salzigen Sees	<ul style="list-style-type: none"> • Vorbereitende Maßnahmen (u.a. Rückbau von Infrastruktur etc.) • Flutung und (Lamellen-)Bewirtschaftung des Sees* • Erhaltung und Entwicklung von Lebensräumen
Fischerei	<ul style="list-style-type: none"> • Fischereiliches Management^(*)
Freizeit- und Erholung	<ul style="list-style-type: none"> • Lenkungsmaßnahmen für Freizeit und Erholung
Maximal-Szenario (wie Bewirtschaftungs-Szenario, mit folgenden zusätzlichen Handlungsoptionen)	
Landwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Verringerung oberirdischer Stoffausträge durch Flächenumwidmung*
Wasserbau, Gewässerbewirtschaftung	<ul style="list-style-type: none"> • Anlage von Hochwasserrückhaltebecken* • Umgestaltung innerörtlicher Fließgewässerabschnitte* • Zulassen einer eigendynamischen Entwicklung geeigneter Fließgewässerabschnitte in der freien Landschaft

* (Operationalisierung und Implementierung der jeweiligen Handlungsoption)

3.6.4 Diskussion

Die Behandlung von Handlungsoptionen, -alternativen, Entwicklungsrahmen und Szenarios bei der Erarbeitung der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza wird unter zwei Gesichtspunkten betrachtet. Einerseits im Hinblick auf die Vollständigkeit der für das Gewässereinzugsgebietsmanagement betrachteten Inhalte, andererseits bezüglich der Realisierung der Anforderungen an die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz. Die Frage der inhaltlichen Vollständigkeit ist bei den Handlungsoptionen und -alternativen von den Entscheidungen der an der Aufstellung des Bewirtschaftungsplans beteiligten Akteure abhängig. Die grundsätzlichen Steuerungspotenziale können dabei als Referenz für die Einschätzung ihres tatsächlichen Gebrauchs herangezogen werden. Auch die Inhalte des Entwicklungsrahmens lassen sich aus dem betrachteten Umweltsystem ableiten.

Inhaltliches Spektrum

Um die Frage der inhaltlichen Vollständigkeit der beim Bewirtschaftungsplan Salza untersuchten Handlungsoptionen zu beurteilen, erfolgt ein Vergleich mit der Konzeption eines Maßnahmenplans Nachhaltige Wasserwirtschaft von Böhm et al. (1999). Unter Berücksichtigung der naturräumlichen Relevanz von Handlungsoptionen kann für den Bewirtschaftungsplan Salza konstatiert werden, dass das Spektrum möglicher physischer Interventionen zur Einzugsgebietsbewirtschaftung vollständig abgedeckt worden ist. Die Konkretetheit der Handlungsoptionen geht bei dem regionalen Bewirtschaftungsplan deutlich über die generelle nationale Betrachtungsebene des Maßnahmenplans Nachhaltige Wasserwirtschaft hinaus. Dies ist insbesondere durch die inhaltlich und räumlich hochauflösende Abbildung des regionalen Einzugsgebiets möglich.

Auf vorhandene Umsetzungsinstrumente wurde verwiesen. Auf weitergehende Vorschläge, insbesondere für wirtschaftliche und steuerliche Instrumente, wie sie in Anhang

VI WRRL vorgesehen sind, konnte nicht eingegangen werden. Deren Entwicklung obliegt den einzelnen EU-Mitgliedsstaaten. Dennoch würden die mit der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz bereitgestellten Ergebnisse geeignete Ansatzpunkte für diesbezügliche Untersuchungen bieten.

Hinsichtlich des naturräumlichen und gesellschaftlichen Entwicklungsrahmens, der speziell für mittel- bis langfristige Betrachtungen von Umweltsystemen von Bedeutung ist, erlaubt die vorliegende Studie keine vertiefende Betrachtung. Ausschlaggebend waren hierfür insbesondere die begrenzten finanziellen Ressourcen für dementsprechende Untersuchungen. Mit dem Wasserbedarf konnte zweifellos die Veränderung einer wichtigen Systemvariablen überschlägig abgeschätzt werden. Für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen wäre darüber hinaus eine detailliertere Auseinandersetzung mit den Auswirkungen der vorliegenden regionalen Klimatrends für die Wasserbilanz des wieder entstehenden Salzigen Sees wichtig. Diesbezüglich wird sich die Datenbasis durch laufende Forschungsvorhaben deutlich verbessern.

Mit den 3 Szenarios ist aus systematischer Sicht ein Mindestmaß an Variabilität bei der Konzeption möglicher Zukünfte gewährleistet worden (vgl. RP Giessen 1994): das Status-quo-Szenario und das Maximal-Szenario stellen Extreme einer möglichen Entwicklung dar, das Bewirtschaftungs-Szenario eine handlungsorientiert optimierte Bewirtschaftungskonzeption. Weitere Szenarios hätten insbesondere die Wirksamkeit unterschiedlicher Handlungsfelder verdeutlichen können.⁶⁶⁷

Vergleich mit den Anforderungen an die (wasserwirtschaftliche) Umweltbilanz

Für die Methode „Umweltbilanz“ und damit auch für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz wurden in Kapitel 2.3.3.6 folgende Anforderungen an die Handhabung von Handlungsmöglichkeiten formuliert: „Inhaltliche, räumliche und zeitliche Operationalisierung sowie Implementierung von Handlungsoptionen im System- und Simulationsmodell.“ Laut Tabelle 3-27 ist dies bei der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza überwiegend verwirklicht worden.

Insgesamt wurden 49 Handlungsoptionen betrachtet, von denen 27 vollständig und 3 weitere teilweise in das Simulationsmodell implementiert worden sind. Die 19 nicht operationalisierten Handlungsoptionen weisen zum einen auf Grenzen der Abbildbarkeit durch das Simulationsmodell hin. Dies gilt insbesondere für Maßnahmen zur Förderung von Organismen, Biozönosen und Lebensräumen. Zum anderen wird dadurch erkennbar, dass bei der Grundlagenerarbeitung des Bewirtschaftungsplans Salza auch solche Handlungsoptionen betrachtet worden sind, deren Wirkungen zwar prinzipiell bekannt sind, deren konkrete Effekte im Bezugsraum aus methodischen Gründen noch nicht beschrieben werden konnten.

Die räumliche Allokation und inhaltliche Spezifikation von Handlungsoptionen stützt sich auf die räumlich hoch auflösende Modellierung des Einzugsgebiets. Ein diesbezügliches Beispiel ist die Verortung von Maßnahmen zum Stoffrückhalt durch Landoberflächenabfluss. In Abhängigkeit von den Eintragspotenzialen werden die Handlungsoptionen „Nutzungsintegrierte Verringerung oberirdischer Stoffausträge“, „Verringerung oberirdischer

⁶⁶⁷ Dies wird beim BMBF-Verbundvorhaben „Havelmanagement“ praktiziert (vgl. Schanze et al. 2005).

Stoffausträge durch Flächenumwidmung“, „Anlage von Stoffrückhalteräumen“ und „Bewirtschaftung von Gewässerschonstreifen“ zugewiesen. Näheres dazu enthält Kapitel 4.7.

Durch die (sekundäre) Integration des Simulationsmodells können die parallelen oder sekundären Effekte von Handlungsoptionen auf mehrere Teilprozesse bzw. partielle Untersuchungsansätze abgebildet werden. Einige Beispiele hierzu zeigt die nachfolgende Darstellung über die Wirkungsabschätzung.

3.7 Ex ante-Wirkungsanalyse und Soll-Prognose-Bilanz

Mit den Szenarios wird eine zeitbezogene Konstellation aus gesellschaftlichen Entwicklungstrends (Entwicklungsrahmen) und strategischen Handlungsalternativen für das Einzugsgebiet der Salza projiziert. Hierbei handelt es sich um die veränderten Verhältnisse der gesellschaftlichen Beeinflussung des Einzugsgebiets, ohne dass damit bereits deren Auswirkungen auf das wasserhaushaltliche System bestimmt würden. Diese Aufgabe kommt einer Szenarioanalyse (Impaktanalyse) zu, mit der die Wirkungen ex ante abgeschätzt werden. Methodologische Grundlage dafür ist das in Kapitel 3.3.2 dargestellte Simulationsmodell. Für die prospektive Betrachtung des Systems stellt sich die Frage, ob diese Modelle die notwendigen Voraussetzungen mit sich bringen.

Von Bedeutung ist dabei zunächst die ex ante-Wirkungsanalyse selbst. Entsprechend Fürst (1988: 55) und Stiens (1996: 71ff.) wird sie bei der Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza als „Aktivitätsfolgenabschätzung“ (Fürst 1988) bzw. Analyseinstrument (Stiens 1996) eingesetzt. Insofern handelt es sich nicht um eine „echte“ Prognose des Prozessverlaufs, sondern um eine Analyse geänderter Zustände eines Systems. Hierfür ist die Simulation von Wirkungszusammenhängen, nicht jedoch eine Szenariofähigkeit der Analysemethoden erforderlich. Neben deterministischen Modellen können deshalb auch empirisch-statische, stochastische und andere Modellansätze für die Wirkungsanalyse verwendet werden.

Mit dem gesamten Simulationsmodell für den Bezugsraum ist eine Prognosefähigkeit nicht gegeben. Dafür erlaubt es eine grundsätzliche ex-ante-Analysierbarkeit von Wirkungsbeziehungen. Dies gilt speziell für die Abbildung des Systemzustands in Abhängigkeit von den gesellschaftlichen Einflussgrößen. Wechselwirkungen zwischen einzelnen Gewässerkompartimenten bzw. deren Beschreibung in unterschiedlichen Untersuchungsansätzen werden durch die Teilmodelle einbezogen. Für die Frage der prospektiven Betrachtung stehen damit für die Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza nicht mehr prinzipielle Anforderungen an den Modellansatz, sondern die Validität der konkreten Modelle im Vordergrund. Eine eingehendere Darstellung dazu enthält Kapitel 4 für das Stofftransport-Bilanzmodell für den Phosphortransport.

Auf der Grundlage der ex ante-Wirkungsanalysen erfolgt die Soll-Prognose-Bilanz als Beitrag zur Bewertung der strategischen Handlungsalternativen. Auch für diesen Schritt werden die Szenarios herangezogen, da sie die Entscheidungsfolgen in den Kontext der nicht beeinflussbaren naturräumlichen und gesellschaftlichen Trends (Entwicklungsrahmen) stellen. Entsprechend den theoretischen Überlegungen in den Kapiteln 2.3.5.1 und 2.4.5.1 beschränkt sich die Bewertungsunterstützung auf die Bilanzierung von ex ante-analysierten und den im Umweltqualitätszielsystem festgelegten Indikatorenausprägungen sowie eine Empfehlung für die gesellschaftliche Bewertung.

3.7.1 Auswirkungen auf den Gewässerzustand

Eine ausführliche Dokumentation der ex ante-Wirkungsanalyse, deren Bilanzierung und Vorschläge für die Bewertungen sämtlicher betrachteten Gewässerkompartimente enthält Schanze (1999: 199-142), eine stark gekürzte Fassung RP Halle (2001: 95-109). Für folgende Indikatoren konnte eine modellgestützte oder quantitative ex ante-Wirkungsanalyse durchgeführt werden:

- Morphologie der Fließgewässer:
Laufentwicklung, Längsprofil, Querprofil, Sohlenstruktur, Uferstruktur, Gewässerumfeld
- Abflussdynamik der Fließgewässer:
Verhältnis MHQ : MNQ, ökologisch begründeter Mindestabfluss, Struktur der Überschwemmungsgebiete
- Stoffhaushalt der Fließgewässer:
Nährstoff Phosphor
- Organismen der Fließgewässer:
Saprobienindex
- Wasserhaushalt der Standgewässer:
Wasserbilanz
- Stoffhaushalt der Standgewässer:
Gesamtphosphor sämtlicher Zuflüsse, (Sedimenteintrag), Gesamtphosphor im See-
wasser, Chlorophyll-a, Trophiegrad
- Grundwasserhaushalt:
Grundwasserflurabstände

Das Ausmaß der modellgestützten ex ante-Wirkungsanalysen deckt sich nicht mit den tatsächlich vorhandenen Modellierungsmöglichkeiten. Ursache hierfür war die Aufgabenstellung der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan. Jene war in erster Linie auf die Bestandsaufnahme und teilweise die Ableitung von Maßnahmen ausgerichtet, nicht jedoch auf die Simulation von Szenarios. Dadurch konnten die beschriebenen Szenarios nur mit den vom Verfasser repräsentierten Untersuchungsansätzen bzw. unter Bezugnahme auf Ergebnisse der Teilprojekte bezüglich ihrer Wirksamkeit untersucht werden. Diese Bedingungen erscheinen für die Planungspraxis als durchweg üblich, ohne dass dazu an dieser Stelle auf gesicherte Befunde verwiesen kann. Durch den für die Bestandsuntersuchung verfügbaren Ansatz konnte nachgewiesen werden, dass ein vergleichbares Vorgehen prinzipiell auch für die ex ante-Wirkungsanalyse möglich ist.

Analog zur Beschreibung des Ist-Zustandes und der Soll-Ist-Bilanz in Kapitel 3.5.1 wird im Weiteren als Beispiel für die ex ante-Wirkungsanalyse und Soll-Prognose-Bilanz die *Morphologie der Fließgewässer* herangezogen. Kapitel 4 veranschaulicht darüber hinaus die Wirkungsprognose für den Gesamtphosphoreintrag in die Mansfelder Seen. Mit diesen beiden Beispielen wird das Spektrum der verwendeten Ansätze wie auch der durchgeführten Bilanzierungen aufgezeigt. Bezogen auf die Morphologie der Fließgewässer kommen ein einfaches maßnahmenbezogenes Ursache-Wirkungs-Modell und eine Bilanzierung auf der Basis von Zielerfüllungsgraden zur Anwendung (multiple Bilanz).

Für den Phosphortransport wird demgegenüber auf einen komplexen, teilweise deterministischen Modellansatz zurückgegriffen. Die Bilanzierung beschränkt sich im zweiten Fall auf einfache Gegenüberstellungen von Soll- und Prognose-Ausprägungen (Bilanz durch Abstandsklassen). Sie bezieht allerdings die unterschiedlichen Beiträge der einzelnen Eintragspfade mit ein. Insgesamt wird mit der Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza damit eine konsistente Wirkungsanalyse und Bilanzierung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen realisiert.

Die Bilanzierungen für verschiedene Indikatoren sind nicht für eine zusammenfassende Darstellung weiter aggregiert bzw. reduziert worden.⁶⁶⁸ Eine Integration mehrerer Teilprozesse über bioökologische Indikatoren, wie in der nationalen Wasserwirtschaft diskutiert (vgl. z.B. Friedrich 1998) und mit der WRRL eingeführt, ist ebenfalls nicht erfolgt. Grund hierfür war die hohe stoffliche Belastung der Gewässer, wodurch eine Erfassung von Wirkungszusammenhängen zwischen abiotischen Faktoren und Biozönosen nicht hinreichend möglich war. Für eine prospektive Abschätzung der Erreichung des „ökologischen Zustands“ wären regional vergleichende Untersuchungen erforderlich gewesen, wie sie derzeit im Rahmen der Entwicklung von nationalen Bewertungsverfahren zur Umsetzung von Anhang V WRRL erfolgen.⁶⁶⁹

Beispiel: Morphologie der Fließgewässer

Ex ante-Wirkungsanalyse

Die ex ante-Wirkungsanalyse stützt sich auf das für die Umweltbilanz des Bewirtschaftungsplans Salza entwickelte Strukturgütemodell.⁶⁷⁰ Mit dessen Hilfe werden für die einzelnen wasserbaulichen Handlungsoptionen und Fließgewässerabschnitte Neueinstufungen der Gewässerstrukturparameter vorgenommen. Die Neueinstufung basiert auf einer Abstimmung mit Experten aus der Fachverwaltung und an der Grundlagenerarbeitung beteiligten Wissenschaftlern. Ihre Skalierung bezieht sich auf die Strukturgüteklassen der LAWA (1998a). Da die Handlungsoptionen in der Regel auf mehrere Parameter einwirken, ist die Wirkungsanalyse nur für vollständige Handlungsalternativen, d.h. für Kombinationen von Handlungsoptionen sinnfälliger.

Ex ante-Wirkungsanalysen für die Morphologie der Fließgewässer wurden für das Bewirtschaftungs-Szenario und das Maximal-Szenario erstellt. Für den Status quo ist auch über den Zeithorizont der Szenarios nicht mit einer signifikanten Änderung der Gewässerstruktur auszugehen. Infolgedessen deckt sich das Status quo-Szenario mit den Befunden für den Ist-Zustand.⁶⁷¹ Wesentliche Änderungen sind für das Bewirtschaftungs- und das Maximal-Szenario zu erwarten, wobei sich das Maximal-Szenario lediglich durch die Handlungsoption „Umgestaltung innerörtlicher Fließgewässerabschnitte“ unterscheidet. Vor diesem Hintergrund konzentriert sich die anschließende Ergebnisdarstellung auf das Bewirtschaftungs-Szenario. Der Unterschied zum Maximal-Szenario wird im Text erläutert.

⁶⁶⁸ Siehe Kap. 2.3.3.2.

⁶⁶⁹ Näheres siehe in Feld et al. (2005) sowie unter www.kobio.de.

⁶⁷⁰ Siehe Kap. 3.3.2.1.

⁶⁷¹ Siehe Kap. 3.5.1.

Eine Abschätzung der Durchgängigkeit für den Bilanzzeitraum wird nicht vorgenommen. Für die Vielzahl der Bauwerke lässt sich derzeit nicht feststellen, inwieweit vor allem durch Ersatzneubauten eine Verbesserung der aktuellen Beeinträchtigungen erfolgen wird.

A. Teileinzugsgebiet Süßer See

Im Vergleich zum Ist-Zustand mit einer durchschnittlich „deutlich beeinträchtigten“ Strukturgüte (Klasse 4) ergibt sich für das Bewirtschaftungs-Szenario eine mittlere Einstufung als „mäßig beeinträchtigt“ (Klasse 3). Die nur begrenzte Verbesserung der Gewässerstrukturgüte um eine Klasse verdeutlicht zum einen eine Vielzahl von irreversiblen wasserbaulichen Vorgaben im Bezugsraum. Zum anderen tragen die Neueinstufungen der Strukturgüteklassen der Tatsache Rechnung, dass durch Bewirtschaftungsmaßnahmen vielfach alleine die Voraussetzungen für eine Verbesserung der Strukturgüte geschaffen werden können. Eine darüber hinausgehende Entwicklung naturraumtypischer Verhältnisse wird sich langfristig durch die Eigendynamik der Gewässer einstellen. Hierfür wäre ergänzend eine Förderung der gewässerspezifischen Laufentwicklung erforderlich. Dies ist aus Akzeptanzgründen weder für das Bewirtschaftungs- noch das Maximal-Szenario vorgesehen worden.⁶⁷²

B. Teileinzugsgebiet Salziger See

Für das Teileinzugsgebiet des wieder entstehenden Salzigen Sees ergibt sich aus dem Bewirtschaftungs-Szenario im Mittel eine „mäßig beeinträchtigte“ Strukturgüte (Klasse 3). Im Vergleich zum Ausgangszustand bzw. der Weiterentwicklung wird eine Verbesserung um ca. 1,5 Klassen erreicht. Der gegenüber dem Teileinzugsgebiet des Süßen Sees zu verzeichnende größere Sanierungserfolg resultiert aus der fehlenden Erfassung der Merkmale Laufentwicklung und Längsprofil. Diese können allerdings dort auch nur geringfügig beeinflusst werden.

Bilanzierung

Die Neueinstufung in die Klassen der Gewässerstrukturgüte lässt sich nur bedingt in Bezug auf die Erreichung genereller Ziele interpretieren. Dies liegt wie erwähnt daran, dass für etliche Fließgewässerabschnitte durch irreversible nutzungsbedingte Veränderungen die höchsten Strukturgüteklassen nicht erreicht werden können. Und diese gelten nicht alleine für wenige ausgewählte Abschnitte, die nach Artikel 4 WRRL als „heavily modified“ bezeichnet werden. Vielmehr bestehen durch angrenzende Nutzungen im Bezugsraum erhebliche Restriktionen für eine Sanierung. Für die Bewertungsunterstützung ist deshalb analog zur Ist-Zustandsanalyse eine abschnittsbezogene Gegenüberstellung der Ergebnisse der ex ante-Wirkungsanalyse mit dem Umweltqualitätszielkonzept erforderlich. Dies geschieht wiederum durch die Bestimmung von Zielerfüllungsgraden.⁶⁷³

⁶⁷² Siehe Kap. 3.6.1.1.

⁶⁷³ Siehe Kap. 3.5.1.

A. Teileinzugsgebiet Süßer See

Die Zielerfüllungsgrade für das Bewirtschaftungs-Szenario enthält Abbildung 3-16. Danach steigt der mittlere Zielerfüllungsgrad auf 83 %. Im Vergleich zur Klasseneinstufung ist dieser Wert deutlich höher.⁶⁷⁴

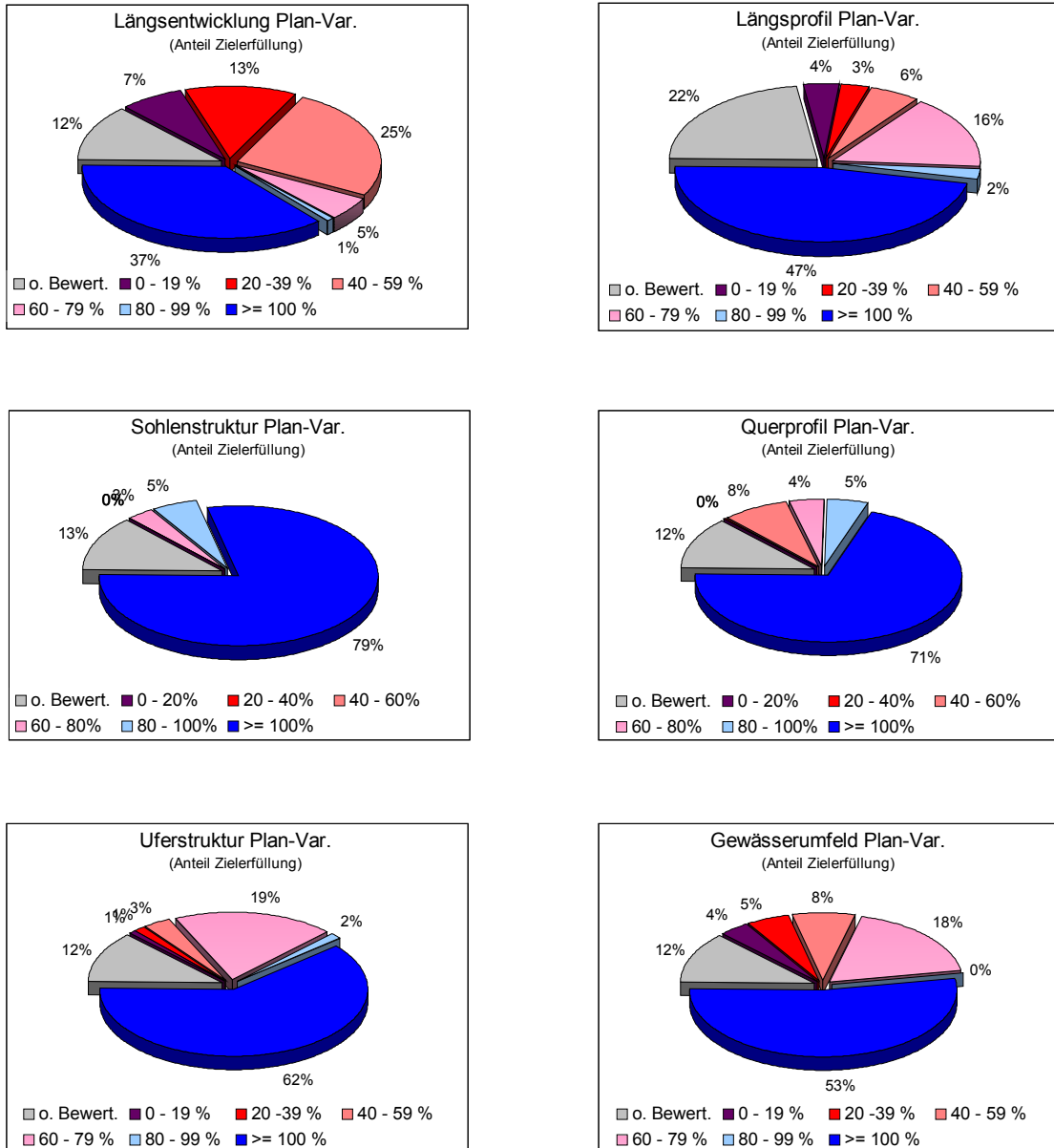


Abbildung 3-16: Zielerfüllung der Strukturgüte im Teileinzugsgebiet Süßer See (Bewirtschaftungs-Szenario)

⁶⁷⁴ Bei einer 7-stufigen Skala entspricht die Klasse 3 etwa 57 % bis 71 % Zielerfüllung, wenn man von der Strukturgütekategorie 2 als Zielwert ausgeht ca. 70 %.

Durch die für das Maximal-Szenario vorgesehene Umgestaltung der innerörtlichen Fließgewässerabschnitte wird sich der Zielerfüllungsgrad in einzelnen Abschnitten auf 100 % erhöhen. Auf die Gesamtlänge des Fließgewässernetzes im Teileinzugsgebiet steigt die mittlere Zielerfüllung durch diese Maßnahme allerdings nur um 1 % an.

B. Teileinzugsgebiet Salziger See

Die mittlere Zielerfüllung unter den Bedingungen des Bewirtschaftungs-Szenarios steigt auf 77 %. Mit dem Maximal-Szenario werden im Mittel 84 % erreicht.⁶⁷⁵ Mit der Umgestaltung der innerörtlichen Fließgewässerabschnitte kann in diesem Teileinzugsgebiet insofern eine deutliche Zunahme des Zielerfüllungsgrades erreicht werden. Ursache hierfür ist der ländlichere Charakter der Siedlungen, wodurch eine wirksamere Gewässerrehabilitation durchgeführt werden kann.

Effektivität von Handlungsoptionen

Über den Beitrag einzelner Handlungsoptionen zur Erhöhung der Zielerfüllungsgrade kann deren prinzipielle Bedeutung für die Verwirklichung der Gewässerschutzziele im Bezugsraum verdeutlicht werden. Als Beispiel hierfür kann die Handlungsoption „Sohlräumung“ dienen. Mit einer Steigerung der Zielerfüllung von 84 % (Status quo-Szenario) auf 96 % (Bewirtschaftungs-Szenario) im Teileinzugsgebiet Süßer See ist der Beitrag dieser Handlungsoption signifikant. Gegenüber den übrigen Maßnahmen zur Verbesserung der Sohlenstruktur, die insgesamt eine Verbesserung der Zielerfüllung auf 97 % (Bewirtschaftungs-Szenario) bzw. 98 % (Maximal-Szenario) zulassen, erreicht diese Handlungsoption eine hohe Wirksamkeit.

Im Teileinzugsgebiet Salziger See kann der günstigere Ausgangszustand von 60 % bei einer Realisierung der Handlungsoption auf 86 % gesteigert werden. Dies entspricht nahezu der Gesamtwirkung sämtlicher wasserbaulichen Maßnahmen auf die Sohlenstruktur, die beim Bewirtschaftungs-Szenario insgesamt 91 % und beim Maximal-Szenario 95 % Zielerfüllung erreichen.

3.7.2 Nutzbarkeit der Gewässer

Die Änderungen des Gewässerzustands, die sich aus den untersuchten Szenarios ergeben, beeinflussen auch die künftige Nutzbarkeit des Wasserhaushalts im Bezugsraum. Unter Nutzbarkeit wurde in Kapitel 2.4.1. das Potenzial zur Nutzung verstanden, ohne dass es auch tatsächlich in Anspruch genommen wird. Dieses Potenzial ist für die vorhandenen und darüber hinaus für das Einzugsgebiet in Frage kommenden Nutzungen zu bestimmen. Die Identifikation solcher Nutzungen ist nicht Aufgabe eines umweltwissenschaftlichen Fachbeitrags. Er kann sich maximal auf eine Gegenüberstellung von Ergebnissen der ex ante-Wirkungsanalyse für den Wasserhaushalt und den (parametrisierten) Nutzungsanforderungen beschränken. Im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung ist die Nutzbarkeit darüber hinaus mit fachübergreifenden (d.h. auch nutzungsbezogenen) Zielen insbesondere von Raumordnung und Landesplanung zu beurteilen.

⁶⁷⁵ Auf eine graphische Darstellung der Ergebnisse wird aus Platzgründen verzichtet.

Für die Einschätzung der Nutzbarkeit des Wasserhaushalts unter den Bedingungen der 3 Szenarios für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen wurden die in Kapitel 3.6 genannten Nutzungskategorien betrachtet. Durch die in Kapitel 3.8.1 erwähnten Grenzen bei der modellgestützten ex ante-Wirkungsanalyse einerseits und durch die wenigen parametrisierten Nutzungsanforderungen andererseits konnte die Nutzbarkeit überwiegend nur verbal-argumentativ dargestellt werden. Wegen ihrer maßgeblichen Abhängigkeit von der Morphologie der Fließgewässer wird im Folgenden analog zur Wirkungsanalyse die Abflussregulierung beispielhaft erläutert.

Beispiel: Abflussregulierung

Das Bewirtschaftungs- und das Maximal-Szenario sehen einen umfassenden Rückbau der Fließgewässer außerhalb von Siedlungen vor. Bei erhöhten Abflussereignissen ist dadurch eine geringfügige Veränderung der Gewässerbette bis an die Ufer möglich. Durch die naturbetonte Entwicklung der Gewässerschonstreifen wird sich aufgrund der biologischen Stabilisierung der Ufer diese Dynamik der Gewässergestalt nur wenig auf die angrenzenden Nutzungen auswirken.

Mit der Reaktivierung der Überschwemmungsgebiete in beiden Teileinzugsgebieten der Mansfelder Seen wird die bisherige Profilverengung der Gewässer zurückgenommen. Dies wird für die Siedlungen unterstrom zu einer Entschärfung des Hochwasserrisikos beitragen. Eine Simulation dieser Wirkung ist nicht erfolgt, mit Hilfe eines hydraulischen Modells und eines ökonomischen Ansatzes zur Bestimmung der Vulnerabilität jedoch möglich. Für die Nutzung innerhalb der Überschwemmungsgebiete sind damit allerdings Einschränkungen hinsichtlich der Abflusswirksamkeit (keine Bebauung) und Bodenbedeckung (keine Bewirtschaftung ohne dauerhafte Bodenbedeckung) gegeben.

Durch die mit dem Maximal-Szenario vorgesehenen Hochwasserrückhaltebecken wird für die unterhalb liegenden Siedlungen ein weitergehender Hochwasserschutz erreicht. Die raumkonkrete Verringerung der Abflüsse je Wiederkehrwahrscheinlichkeit ist durch Pfützner (1998) berechnet worden.

3.8 Alternativenvergleich (Soll-Ist-/Prognose-Bilanz)

Nach der Bewertung jedes einzelnen Szenarios wird eine Gegenüberstellung aller drei Szenarios vorgenommen. Durch die geringe Anzahl an Szenarios beim Fallbeispiel des Bewirtschaftungsplans Salza werden beide Schritte, also Bewertungs- und Entscheidungsunterstützung, im eigentlichen Bewirtschaftungsplan in einem Kapitel behandelt. Methodologisch unterscheiden sich beide Schritte jedoch grundlegend.⁶⁷⁶ Auf eine multikriterielle Analyse zur Aggregation der Bewertungen der drei Szenarios wird beim Bewirtschaftungsplan verzichtet. Stattdessen geht es um eine Gegenüberstellung und gegebenenfalls Optimierung jedes einzelnen Indikators.

Der damit methodisch wenig anspruchsvolle Schritt des Alternativenvergleichs in Bezug auf die wasserhaushaltlichen Auswirkungen wird im Weiteren wiederum anhand des Beispiels des Gewässerkompartiments „Morphologie der Fließgewässer“ veranschaulicht. Kapitel 4 enthält für den Phosphoreintrag in die Mansfelder Seen ein weiteres Bei-

⁶⁷⁶ Siehe Kap. 2.4.5.1 und 2.4.5.2.

spiel. In den fachlichen Grundlagen für den Bewirtschaftungsplan Salza (Schanze 1999) und den Plan selbst (RP Halle (2001)) ist ein quantitativer und qualitativer Vergleich für nahezu sämtliche Indikatoren der in Kapitel 3.1 beschriebenen (Teil-)Systemmodelle dargestellt.

Die Gegenüberstellung der Szenarios hinsichtlich der Nutzbarkeit des Wasserhaushalts lässt sich nur sehr allgemein vornehmen. Ein diesbezüglicher quantitativer Vergleich ist beim Fallbeispiel Salza überwiegend nicht möglich gewesen.

Mit dem ergänzenden Vergleich der drei Szenarios nach den Kosten der Handlungsalternativen wird der wissenschaftstheoretische Rahmen der umweltwissenschaftlichen Methode überschritten. Dennoch erscheinen die dahingehend erzielten Ergebnisse als zusätzliches Potenzial einer Umweltbilanz zur Bereitstellung hoch genauer Mengengerüste für ökonomische Untersuchungen interessant.⁶⁷⁷ Dies gilt insbesondere für eine Bestimmung quantitativer Kosten-Wirkungs-Relationen.

3.8.1 Wirkungen

Die Gegenüberstellung der Szenarios für das Beispiel „Morphologie der Fließgewässer“ stützt sich auf die Ergebnisse der Bilanzierung der ex ante-Wirkungsanalyse und damit auf Zielerfüllungsgrade.⁶⁷⁸ Im Gegensatz zu einfachen Vergleichen von Indikatorenausprägungen und Soll-Zustand, wie sie für andere Indikatoren(gruppen) in Betracht kommen (vgl. Schanze 1999, RP Halle 2001),⁶⁷⁹ sind bei dieser spezifischen Form der Bilanzierung die Soll-Werte in den Zielerfüllungsgraden bereits integriert. Bedingt durch die Datengrundlagen werden für die beiden Teileinzugsgebiete der Mansfelder Seen zwei separate Vergleiche durchgeführt.

Abbildung 3-17 zeigt für das Teileinzugsgebiet des Süßen Sees den Zielerfüllungsgrad der Szenarios nach Hauptparametern. Es wird deutlich, dass die Gewässerstruktur in Bezug auf den Hauptparameter Laufentwicklung in keinem der Szenarios wesentlich verbessert wird. Demgegenüber erfolgt für die Hauptparameter Längsprofil, Querprofil, Uferstruktur und Gewässerumfeld im Bewirtschaftungs- und Maximal-Szenario eine Erhöhung der Zielerfüllung um etwa ein Drittel. Die Zunahme der Zielerfüllung für den Hauptparameter Sohlenstruktur fällt für beide Szenarios etwas geringer aus, ist mit ca. 30 % jedoch ebenfalls signifikant.

Der Unterschied zwischen Bewirtschaftungs- und Maximal-Szenario, der auf der Handlungsoption „innerörtliche Umgestaltung des Gewässerumfeldes“ beruht, macht sich insgesamt nur in 3 Prozentpunkten bemerkbar. Die mittleren Zielerfüllungsgrade der Szenarios betragen 65 % (Status quo-Szenario), 83 % (Bewirtschaftungs-Szenario) und 84 % (Maximal-Szenario), die gesamte Zielerfüllung bezogen auf 600 %⁶⁸⁰ beläuft sich auf 391 % (Status quo-Szenario), 505 % (Bewirtschaftungs-Szenario) und 508 % (Maximal-Szenario).

⁶⁷⁷ Siehe Kap. 3.8.3.3.

⁶⁷⁸ Siehe Kap. 3.5.1.

⁶⁷⁹ Siehe Abb. 4-11 und 4-12 in Kap. 4.7.

⁶⁸⁰ 100% Zielerfüllung für jeden der 6 Hauptparameter

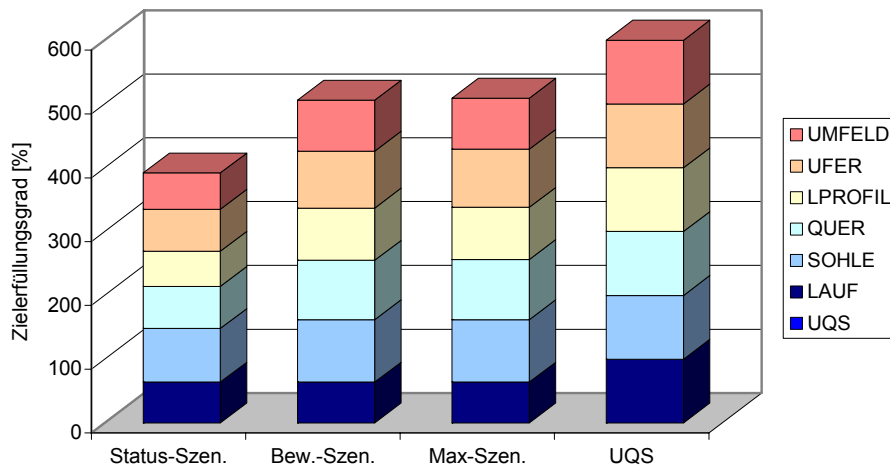


Abbildung 3-17: Gegenüberstellung der Szenarios nach der Zielerfüllung für die Morphologie der Fließgewässer im Teileinzugsgebiet Süßer See

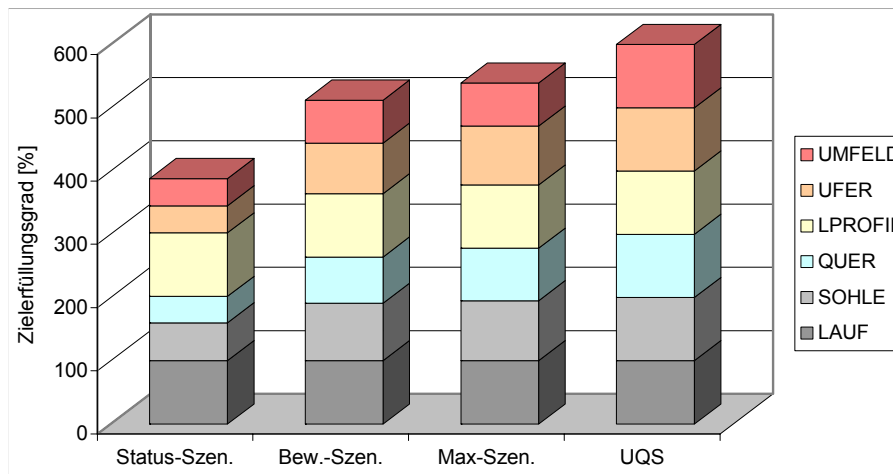


Abbildung 3-18: Gegenüberstellung der Szenarios nach der Zielerfüllung für die Morphologie der Fließgewässer im Teileinzugsgebiet Salziger See

Die Befunde für das Teileinzugsgebiet Salziger See unterscheiden sich durch die fehlenden Angaben zu den Hauptparametern Laufentwicklung und Längsprofil grundsätzlich vom Teileinzugsgebiet Süßer See.^{681,682} Für die übrigen Hauptparameter verhalten sich die Erhöhungen der Zielerfüllungsgrade in etwa dem anderen Teileinzugsgebiet vergleichbar. Der Unterschied zwischen Bewirtschaftungs- und Maximal-Szenario schlägt sich aus den in Kapitel 3.8.1 genannten Gründen deutlicher nieder. Aus der Gegenüberstellung der drei Szenarios ergibt sich für das Teileinzugsgebiet Salziger See

⁶⁸¹ Siehe Kap. 3.5.1.

⁶⁸² Auf eine graphische Darstellung der Ergebnisse wird aus Platzgründen verzichtet.

deshalb folgende Abstufung: Im Mittel erreichen die Szenarios 47 % (Status quo-Szenario), 77 % (Bewirtschaftungs-Szenario) und 84 % (Maximal- Szenario). Die Summe der Zielerfüllung erreicht bezogen auf maximal 400 % insgesamt 189 % (Status quo-Szenario), 312 % (Bewirtschaftungs-Szenario) und 340 % (Maximal-Szenario).

3.8.2 Nutzbarkeit der Gewässer

Ein quantitativer Vergleich der Szenarios in Bezug auf die Nutzbarkeit des Wasserhaushalts im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen konnte im Rahmen der Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza überwiegend nicht durchgeführt werden. Für die Standgewässer wäre dies unter anderem durch die im Rahmen der Grundlagenerarbeitung verwendeten limnologischen Untersuchungsmethoden grundsätzlich im Hinblick auf die fischereiliche und Badenutzung möglich gewesen. Zum Zeitpunkt der ex ante-Wirkungsanalyse der Umweltbilanz waren die limnologischen Untersuchungen – genauso wie einige andere Teilprojekte – vertragsgemäß bereits abgeschlossen. In Bezug auf das mit der Morphologie der Fließgewässer in enger Verbindung stehende Beispiel der Abflussregulierung kann die Unterscheidung der drei Szenarios im Wesentlichen aus der Beschreibung der Nutzbarkeit für jedes Szenario entnommen werden (Schanze 1999).

3.8.3 Kosten

Die räumlich hoch auflösende Konkretisierung und Allokation von Handlungsoptionen beim Fallbeispiel des Bewirtschaftungsplans Salza erlaubt eine für die regionale Skala relativ präzise Schätzung von Kosten. Von einer Wirtschaftlichkeitsuntersuchung zur Wiederentstehung des Salzigen Sees (Pflügner 1997) abgesehen, konnten bei der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan und auch in der vorliegenden Arbeit allerdings keine vertiefenden ökonomischen Untersuchungen durchgeführt werden. Zur Verdeutlichung der Verwertbarkeit der physischen und handlungsorientierten Ergebnisse der Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz erscheint es dennoch sinnfälliger, insbesondere die Monetarisierung der Handlungsoptionen anhand von Beispielen darzustellen.

Methodisch orientiert sich die Bearbeitung an einem Wirkungs-Kosten-Vergleich (vgl. LAWA 1994). Dazu werden für den Bezugszeitraum alle Investitionskosten und Kostenbarwerte der laufenden Kosten saldiert. Als Bezugszeitraum für die Kostenbarwerte sind 25 Jahre zugrunde gelegt worden, da die Erfassung des Ausgangszustands überwiegend im Jahr 1996 durchgeführt und der Planungshorizont auf 2020 festgelegt wurde. Bei den Kostenbarwerten der investiven Kosten ist aufgrund der Datenlage eine Berücksichtigung der Investitionszeitpunkte nicht möglich gewesen.

Zur Ermittlung der Investitions- und laufenden Kosten werden zunächst die maßnahmenspezifischen Leistungs- bzw. Massengerüste erarbeitet. Dabei wird aus Gründen der unterschiedlichen Kostenträger zwischen Gewässern 1. und 2. Ordnung unterschieden. Kosten sind alle bei der Realisierung einer Handlungsoption anfallenden Herstellungskosten (Angebotspreise, brutto). Bei den wasserbaulichen Maßnahmen werden darüber hinaus die Planungs- und Nebenkosten für Vermessung, Eintrag ins Grundbuch etc. einbezogen.

Die Kostenansätze stammen aus der Literatur, externen Kostenkalkulationen (z.B. Abwasserbeseitigungspläne) und gebietsbezogenen Kostenreferenzen (z.B. aktuelle Auftragsvergaben). Aufgrund des Zeitpunkts der Planerstellung vor der Währungsumstellung sind alle Angaben in DM bzw. TDM (tausend DM) erhoben und anschließend in EURO umgerechnet worden. In Anbetracht der stark vereinfachenden Verfahrensweise handelt es sich bei den ermittelten Kosten um Größenordnungen. Eine weitergehende Interpretation oder Übertragung erscheint nicht sinnfälliger.

Neben der *absoluten ökonomisch-ökologischen Effizienz*, also der Kosten je Änderung der Ausprägung eines Indikators (Wirkung), bietet die Methode Umweltbilanz die Möglichkeiten für eine Verknüpfung von Kosten und Zielerfüllungsgraden bezogen auf die Umweltqualitätsstandards. Damit kann die prozentual gesteigerte Zielerfüllung je EURO Realisierungskosten ausgedrückt werden. Diese *relative ökonomisch-ökologische Effizienz* spielt insbesondere für solche Indikatoren eine Rolle, die Bilanzen zwischen Ist- bzw. Prognose-Ausprägungen und Soll-Werten durch eine Relation (Zielerfüllungsgrad) angeben lassen.⁶⁸³

3.8.3.1 Einzelkosten

Für alle in Kapitel 3.6.1.1 genannten Handlungsfelder und -optionen sind Einzelkosten bestimmt worden. Die nachfolgende Zusammenstellung enthält beispielhaft die Einzelkosten für die Handlungsoptionen zur Verbesserung der Gewässerstruktur der Fließgewässer. Die Beschreibungen und Begründungen der Handlungsoptionen sind bereits in dem genannten Kapitel dargelegt worden.

Beispiel: Verbesserung der Gewässerstruktur der Fließgewässer (Wasserbau)

Für die Abschätzungen des Leistungs- und Kostenaufwands werden Literaturangaben verwendet. Vielfach kann auf die wissenschaftliche Auswertung von Leistungen und Kosten für Arbeiten des Landschaftsbaus von Hundsdorfer (1989) und LfU (1998) zurückgegriffen werden.⁶⁸⁴ Die verwendeten Einheitspreise sind unter Berücksichtigung aktueller Angebotspreise in Sachsen-Anhalt⁶⁸⁵ und der gültigen Umsatzsteuer spezifiziert worden. Die Saldierung der Leistungen und Kosten war mit Hilfe des Strukturgütemodells möglich.⁶⁸⁶ Aus Gründen der Vereinfachung wird angenommen, dass bis auf die durch Rückbau von wasserbaulichen Befestigungen und Anlagen ggf. wegfallenden bzw. hinzukommenden Unterhaltungskosten die übrigen Unterhaltungskosten konstant bleiben. Bei den ermittelten Leistungen und Kosten handelt es sich wegen ihrer Abschätzung auf einer mittleren Maßstabsebene um Größenordnungen. Genauere Angaben können erst – gegebenenfalls nach einer zwischengeschalteten Gewässerentwicklungsplanung – für konkrete Bauvorhaben im Zuge der Vor- und Entwurfsplanung ermittelt werden.

⁶⁸³ Vor allem „Bilanz durch Abstandsklassen“ und „Multiple Bilanzen“ (siehe Abb. 2-14).

⁶⁸⁴ Wie bereits erwähnt sind alle Angaben von DM bzw. TDM (tausend DM) in EURO umgerechnet worden.

⁶⁸⁵ Regionale Anpassung der Literaturangaben durch STAU Halle, schr. Mitt. 1999.

⁶⁸⁶ Siehe Kap. 3.3.2.1.

Sohlräumung

Der Aushub wird mit geeigneter Gerätetechnik (Bagger mit langem Greifer) möglichst schonend (ggf. ökologische Bauleitung) und mit wenigen Zufahrtsstellen an die Gewässer durchgeführt. Das gewonnene Material sollte abhängig von einer stichprobenartigen Analytik vorzugsweise außerhalb des Überschwemmungsbereichs oder direkten Zulaufs der Gewässer abgelagert werden. Bei erhöhter Schadstoffbelastung⁶⁸⁷ ist eine Deponierung erforderlich.⁶⁸⁸ In Fließgewässerabschnitten mit hoher Schwermetallbelastung des Sediments sollten Möglichkeiten zur Absaugung des Sediments geprüft oder auf eine Sohlräumung verzichtet werden.

Leistungs- und Kostenaufwand lassen sich wie folgt spezifizieren (vgl. LfU 1998; Nr. 205): mittlere Ausbaggerungstiefe von 40 cm, Sohlenbreite von 1 m, mittlerer Transportweg für den Aushub von 1 km. Ohne eventuell anfallende Deponiekosten lauten die Kostenansätze:

- Bagger/Lkw mit Fahrer	0,43 min/lfdm	0,28 €/lfdm
- Aufschlag für Transport 1 km	200 %	0,55 €/lfdm
- Gemeinkosten, Wagnis/Gewinn	30 %	0,25 €/lfdm
- Mehrwertsteuer	16 %	0,17 €/lfdm
Kosten / Einheit		1,25 €/lfdm

Darüber hinaus wird für jeden Arbeitsort eine Baustellenpauschale von 56,34 € (Bagger u. Lkw 0,5 Std.) angesetzt.

Rückbau von Sohlbefestigungen

Der Leistungs- und Kostenaufwand je laufender Meter Sohlrückbau lautet ausgehend von einer Befestigungsbreite von 1 m: Lösen der Beläge mit 60 kW Radlader (einschl. Fahrer), Laden auf Lkw 8 t Nutzlast (einschl. Fahrer) und Transport zur Deponie in 5 km Entfernung, zusätzliche Handarbeit (vgl. Hundsdorfer 1989; Nr. 231).

- Arbeitskraft	0,7 min/m ²	0,21 €/lfdm
- Bagger mit Fahrer 1,9 min/m ²	1,33 €/lfdm	
- Bagger/Lkw mit Fahrer	1,9 min/m ²	1,14 €/lfdm
- Abschlag für Betongittersteine	-20 %	-0,54 €/lfdm
- Aufschlag für 100 m ²	20 %	0,54 €/lfdm
- Aufschlag für Transport 5 km	35 %	0,96 €/lfdm
- Gemeinkosten, Wagnis/Gewinn	30 %	1,10 €/lfdm
- Mehrwertsteuer	16 %	0,76 €/lfdm
Kosten / Einheit		5,54 €/lfdm

Darüber hinaus wird für jeden Arbeitsort eine Baustellenpauschale von 56,34 € (Bagger u. Lkw 0,5 Std.) angesetzt.

⁶⁸⁷ Überschreitung der Grenzwerte von Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 1. Juli 1992 bzw. Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999.

⁶⁸⁸ Näheres siehe Schanze (1999: 101ff.).

Rückbau von Uferbefestigungen

Die Kalkulation des Leistungs- und Kostenaufwands für den Rückbau von Uferbefestigungen erfolgt analog zum Rückbau der Sohlverbauungen. Statt der dort zugrunde gelegten Breite der Verbauung wird für jede Uferseite eine Breite von 1,5 m angenommen. Der Einheitspreis je laufender Meter Uferrückbau beträgt dementsprechend das 1,5-fache für jede Uferseite, also 8,31 € (brutto). Hinzu kommt wiederum die Baustellenpauschale für An- und Abfahrt.⁶⁸⁹

Rückbau von Verrohrungen

Für den Rückbau der Verrohrungen wird der Einsatz eines Greifers mit 0,5 m³ Inhalt an einem Hydraulikbagger zugrunde gelegt. Die Kostenkalkulation umfasst den Geräteeinsatz mit Fahrer, Lkw mit Fahrer sowie zusätzlich notwendige Handarbeit (vgl. Hundsdoerfer 1989; Nr. 267).

- Arbeitskraft	2,0 min/lfdm	0,60 €/lfdm
- Bagger/Lkw mit Fahrer	2,0 min/lfdm	1,37 €/lfdm
- Aufschlag für Transport 5 km	120 %	2,36 €/lfdm
- Gemeinkosten, Wagnis/Gewinn	30 %	1,29 €/lfdm
- Mehrwertsteuer	16 %	0,90 €/lfdm

Kosten / Einheit	6,52 €/lfdm
------------------	-------------

Darüber hinaus wird für jeden Arbeitsort eine Baustellenpauschale von 56,34 € (Bagger u. Lkw 0,5 Std.) angesetzt.

Rückbau von Sohlbauwerken

Der Leistungs- und Kostenaufwand für den Rückbau der Sohlbauwerke ist getrennt nach Bauwerkstypen zu ermitteln:

A. Wehre

Die Bemessung des Aufwands für den Rückbau von Wehren stützt sich auf eine Kalkulation von Gries et al. (1996 b: 87) für das Wehr am Weitzschkerbach:

- Räumung des Oberwasserprofils	3,58 €/m	894,76 €
- Abbrucharbeiten pauschal	4.090,34 €	
- Steinschüttung einbauen	60 m ³	2.300,81 €
- Kleinleistungen	pauschal	1.406,05 €
- Planungskosten	10 %	869,20 €
- Mehrwertsteuer	15 %	1.529,79 €

Kosten / Einheit	11.090,95 €
------------------	-------------

⁶⁸⁹ In den Beträgen nicht enthalten ist eine gegebenenfalls neuerlich erforderliche Ufersicherung mit Lebendverbau oder Steinsatz (maximal bis zur Mittelwasserlinie). Diese aus der Sicht einer künftig stärker zu fördernden Eigendynamik der Gewässer kontraproduktive Teilleistung wird sich auf Einzelfälle beschränken und ist deshalb nicht pauschal kalkuliert worden.

B. Sohlabstürze, Sohlrampen, Sohlgleiten, Sonstige Bauwerke

Für die genannten Bauwerke mit einem mittleren Höhenunterschied von 0,4 m zwischen Ober- und Unterwasser und einer mittleren Breite von 2 m wird eine Steinschüttungsfläche von 4 m (Breite 2 m) zugrunde gelegt. Unter Bezugnahme auf die Kostendatei von Hundsdorfer (1989; Nr. 231, Nr. 265) wird von folgendem Leistungsumfang ausgegangen: Lösen des Bauwerksmaterials mit 60 kW Radlader (einschl. Fahrer), Laden auf Lkw 8 t Nutzlast (einschl. Fahrer) und Transport zur Deponie in 5 km Entfernung, zusätzliche Handarbeit (Nr. 231), Einbau von Wasserbausteinen für Sohlgurte und Sohlrampen, Böschungfußsicherung durch Steinwurf (0,45 m, im Bettungskies 0,35 m stark), Bagger (einschl. Fahrer), zusätzlich Handarbeit (Nr. 265).

- Arbeitskraft	0,7 min/m ²	0,21 €/m ²
- Radlader mit Fahrer	1,9 min/m ²	1,38 €/m ²
- Lkw mit Fahrer	1,9 min/m ²	1,14 €/m ²
- Aufschlag für Flächengröße 5 m ²	50 %	1,36 €/m ²
- Aufschlag für Transport 5 km	35 %	0,95 €/m ²
		10,08 €
Summe multipl. mit Bauwerksgröße 2 m ²	x 2	
- Arbeitskraft	90 min/m ²	26,84 €/m ²
- Bagger mit Fahrer 90 min/ m ²	69,02 €/m ²	
		766,94 €
Summe multipl. mit Bauwerksgröße 8 m ²	x 8	
- Baustelle (brutto)	pauschal	127,82 €
- Gemeinkosten, Wagnis/Gewinn	30 %	271,44 €
- Planungskosten	pauschal	153,39 €
- Mehrwertsteuer	16 %	212,67 €
		1.541,87 €
Kosten / Einheit	gerundet	1.500,00 €

C. Rohrquerungen

Am wenigsten fassbar sind die Aufwendungen für den Umbau von Rohrquerungen. Bislang konnten hierfür keine Vergleichswerte recherchiert werden. Als Orientierungsgröße werden pauschal 5.112,92 €⁶⁹⁰ (Bruttobetrag) für jedes der Bauwerke veranschlagt.

Verbesserung der ökologischen Passierbarkeit von Kreuzungsbauwerken

Eine Abschätzung möglicher Kosten ist nicht zweckmäßig, da eine Verbesserung der Durchgängigkeit in erster Linie konstruktiv zu erreichen ist. Deren Mehrkosten sind entweder pauschal nicht kalkulierbar oder führen bei einer Veranschlagung als Neubaukosten zu einer Überbewertung der Effekte für die Strukturgüte.

⁶⁹⁰ Der für eine Pauschalisierung sehr differenzierte Wert ergibt sich aus ursprünglich 10.000 DM.

Rückbau von Gewässerabschnitten außerorts

Die Kalkulation des Leistungs- und Kostenaufwands für diese Maßnahme basiert auf den Ansätzen von Hundsdorfer (1989; Nr. 269). Sie umfasst das Ausheben eines mäandrierenden Bachbettes mittels 80 kW Bagger (einschl. Fahrer), die Abfuhr des überschüssigen Aushubmaterials mit Lkw (8 t bzw. 15 t Nutzlast mit Anhänger; einschl. Fahrer) sowie die Pflanzung autochthoner Gehölze bzw. das Einbringen von Steckhölzern. Die Baustelleneinrichtung ist in der Kostendatei aufgrund der Bezugslänge von 700 m bereits eingerechnet. Die bei Hundsdorfer vorgesehene Entfernung von Sohlschalen und Verbundsteinen werden von den Ansätzen abgezogen. Für einige Abschnitte wäre ergänzend die Rodung von standortfremden Gehölzen zu kalkulieren. Dies konnte mit den vorhandenen Felderhebungen allerdings nicht hinreichend eruiert werden.

- Arbeitskraft	68,0 min/lfdm	20,28 €/lfdm
- Bagger mit Fahrer 23,0 min/lfdm	18,03 €/lfdm	
- Lkw mit Fahrer (8 t)	10,0 min/lfdm	5,11 €/lfdm
- Lkw mit Fahrer (15 t)	0,4 min/lfdm	0,37 €/lfdm
- Material		8,37 €/lfdm
- Baustelleneinrichtung		1,19 €/lfdm
- Gemeinkosten, Wagnis/Gewinn	30 %	16,01 €/lfdm
- Planungskosten	pauschal	5,11 €/lfdm
- Mehrwertsteuer	16 %	11,92 €/lfdm
Kosten / Einheit		86,39 €/lfdm
	gerundet	86,50 €/lfdm

Umgestaltung innerörtlicher Fließgewässerabschnitte

Der Berechnung des Leistungs- und Kostenaufwands für die innerörtliche Umgestaltung liegen die Ansätze nach Hundsdorfer (1989; Nr. 266) zugrunde: Profilmgestaltung im Ortsbereich mit Sohlaufweitung, Entfernung von Verrohrungen oder Betonhalbschalen, Auslegen der Gewässersohle mit Kies unterschiedlicher Korngröße, teilweise Erstellen von Trockensteinmauerwerk.

- Arbeitskraft	102,0 min/lfdm	0,42 €/lfdm
- Bagger mit Fahrer 51,0 min/lfdm	36,94 €/lfdm	
- Lkw mit Fahrer (8 t)	12,0 min/lfdm	7,16 €/lfdm
- Unimog	pauschal	12,78 €/lfdm
- Wasserbausteine	17,00 €/lfdm	
- Baustelleneinrichtung	(inklusive)	0,00 €/lfdm
- Gemeinkosten, Wagnis/Gewinn	30 %	31,29 €/lfdm
- Planungskosten	pauschal	12,78 €/lfdm
- Mehrwertsteuer	16 %	23,74 €/lfdm
Kosten / Einheit		172,11 €/lfdm
	gerundet	173,00 €/lfdm

Die Kalkulation dieser Handlungsoption bleibt mit signifikanten Unwägbarkeiten verbunden. Die unterschiedlichen Anforderungen in den jeweiligen Ortslagen lassen sowohl eine deutliche Über- wie Unterschreitung der ermittelten Kosten erwarten. Dies zeigt

beispielsweise der Vorschlag von Gries et al. (1996b) zur Umgestaltung des Weitzschkerbaches in Unterfarnstätt (Länge 160 m). Die Maßnahme beschränkt sich auf die Profilierung des Mittelwasserbettes sowie die Anpflanzung von Gehölzen. Diese Kalkulation mit 19,17 € (netto, ohne Planungskosten) erscheint im Vergleich zu der hier zugrunde gelegten Kalkulation sehr niedrig. Dies zeigt sich unter anderem in der Veranschlagung von Heistern für den innerörtlichen Bereich. Die hier veranschlagten Kosten können durch reduzierte Gestaltungsanforderungen oder Eigenleistung der Anwohner allerdings auch unterschritten werden.

Entwicklung von Gewässerschonstreifen

Für die Gewässerschonstreifen der Fließgewässer sind von Mücke et al. (1998) nach Gestaltungstypen spezifische Leistungs- und Kostenaufwendungen geschätzt worden. Bei der Bestimmung der Gesamtkosten wurden diese und weitere Vorplanungen des STAU Halle (schr. Mitt. 1999) ausgewertet.

3.8.3.2 Gesamtkosten

Eine Übersicht sämtlicher Kosten und damit die Grundlage für einen Kostenvergleich zwischen den Szenarios zeigt die Abbildung 3-19 (Schanze 1999). Tabelle 3-28 gibt die diskreten Zahlen unter gesonderter Berücksichtigung des Anteils für die gütewirtschaftlich wirksamen Handlungsoptionen an.

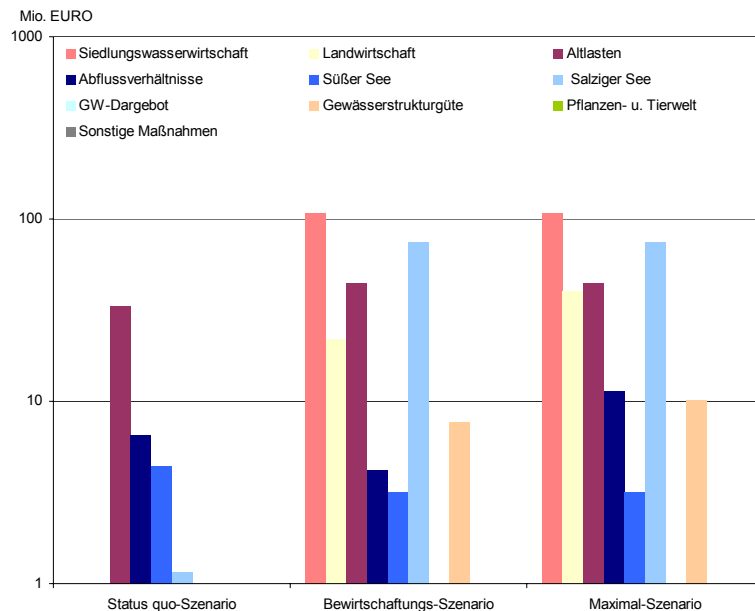


Abbildung 3-19: Geschätzte Gesamtkosten (Kostenbarwerte) der Szenarios für den Bewirtschaftungsplan Salza nach Handlungsfeldern und -optionen

Tabelle 3-28: Gütewirtschaftliche und sonstige Gesamtkosten der Szenarios (in T€)

	Status quo-Szenario	Bewirtschaftungs-Szenario	Maximal-Szenario
Gütewirtschaftliche Kosten	38.503	177.623	196.082
Sonstige Kosten	6.508	86.725	96.317
Gesamtkosten	45.011	264.348	292.399

3.8.3.3 Kosten-Wirkungs-Relationen

Die ökonomisch-ökologische Effizienz von Handlungsoptionen wird im Fallbeispiel sowohl absolut als auch relativ bestimmt. Die Form der Relation hängt von der Bilanzierungsweise des Indikators ab. Der Indikator „Gesamtphosphor sämtlicher Zuflüsse“ mit seinen Soll-Werten auf einem prinzipiell endlosen Zahlenstrahl lässt beispielsweise nur die Bestimmung einer absoluten Effizienz zu.⁶⁹¹

Die Indikatoren zur Morphologie der Fließgewässer, soweit es sich um die LAWA-Hauptparameter handelt, weisen demgegenüber durchwegs eine relative Skalierung auf. Diese ergibt sich bei einer üblichen Verwendung von Güteklassen aus den der Skalierung inhärenten Soll-Werten (z.B. Güteklasse II). In der vorliegenden Arbeit kommt als Grund für die relative Skalierung die unmittelbare Verwendung von Zielerfüllungsgraden als fließlängenbezogene Aggregation von einzelnen Klassenausprägungen hinzu.⁶⁹² Für diese Indikatoren erfolgt deshalb die Bestimmung einer relativen Effizienz.

Durch die unterschiedliche und teilweise mehrfache Wirkung der Handlungsoptionen auf die Strukturgüteindikatoren kann deren Effizienz immer nur für bestimmte Kombinationen von Handlungsoptionen und Strukturgüteindikatoren ermittelt werden. Eine Übersicht über diese Kombinationen und deren Kosten-Wirkungs-Relationen gibt Tabelle 3-29. Die Unterschiede zwischen den Teileinzugsgebieten des Süßen Sees und des Salzigen Sees sind auf die gewässerbezogen unterschiedlichen Ausgangsbedingungen und die daraus resultierenden Erhöhungen der Zielerfüllungsgrade zurückzuführen. Das bedeutet, dass die Handlungsoptionen einen gewässerabschnittsspezifischen Wirkungsgrad aufweisen.

Die Tabelle zeigt die zu erwartende Abnahme der Wirkungsgrade von den „aufwandsarmen“ Maßnahmen, wie Sohlräumung, bis zu den „aufwendigen“ Maßnahmen, wie der Umgestaltung von innerörtlichen Fließgewässerabschnitten. Die stärkere städtische Prägung der urbanen Fließgewässerabschnitte im Teileinzugsgebiet des Süßen Sees schlägt sich in einer geringeren Kosten-Wirkungs-Effizienz nieder. Vor dem Hintergrund der GIS-gestützten Datengrundlage lassen sich derartige Wirkungsgrade prinzipiell auch teilräumlich bestimmen, was im vorliegenden Beispiel nicht erfolgt ist.

⁶⁹¹ Siehe Kapitel 4.7.3.3.

⁶⁹² Vgl. „Multiple Bilanzen“ in Kap. 2.3.5.1.

Tabelle 3-29: Kosten-Wirkungs-Relationen (in T€/ % Zielerfüllungsgrad) wasserbaulicher Handlungsoptionen bezogen auf Indikatoren zur Morphologie der Fließgewässer

Handlungsoption	Laufent- wicklung		Längs- profil		Sohlen- struktur		Quer profil		Ufer- struktur		Gewäs- serumfeld	
	SuS	SaS	SuS	SaS	SuS	SaS	SuS	SaS	SuS	SaS	SuS	SaS
Sohlräumung					4	3						
Rückbau von Sohlbefestigungen					8	5						
Rückbau von Uferbefestigungen									60	83		
Rückbau von Verrohrungen					11	6	22	23	13	23		
Rückbau von Gewässerabschnitten außerorts			138		599	215	137	126	164	108		
Umgestaltung innerörtlicher Fließgewässerabschnitte					642	206	1862	257	1034	184		
Gewässerschonstreifen											200	180

SuS = Teileinzugsgebiet Süßer See; SAS = Teileinzugsgebiet Salziger See

3.9 Implementation in das Aufstellungsverfahren

In Anbetracht der zahlreichen Schnittstellen zwischen der Bearbeitung der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz und dem öffentlich-rechtlichen Aufstellungsverfahren für den Bewirtschaftungsplan Salza wurde eine Konzeption für den Verfahrensablauf entwickelt. Letzterer wird im Folgenden kurz erläutert und danach hinsichtlich seiner Verwirklichung beschrieben. Für die künftige Implementation der Methode Umweltbilanz werden abschließend die Unterschiede zwischen Konzeption und Realität kritisch reflektiert und Empfehlungen für vergleichbare Aufgabenstellungen abgeleitet.

3.9.1 Konzeption des Aufstellungsverfahrens

Bewirtschaftungspläne sind in Deutschland sowohl nach dem WHG i.d.F. vom 11. November 1996 als auch nach der 7. Novelle vom 18. Juni 2002 für die Wasserbehörden verbindlich. Als reine Fachplanung erfordern sie die Darstellung der wasserfachlichen Erfordernisse entsprechend dem jeweiligen Stand von Wissenschaft und Technik, ohne dass dabei grundlegende Abwägungen mit anderen gesellschaftlichen Belangen verbunden wären. Lediglich die Ziele und Grundsätze der Raumordnung und Landesplanung sind zu berücksichtigen (§ 36 Absatz 1 WHG).

Die Einbeziehung der Öffentlichkeit war nach WHG i.d.F. vom 11. November 1996 bisher nicht vorgesehen. Dies trug möglicherweise mit dazu bei, dass die Bewirtschaftungspläne außerhalb der Wasserwirtschaft nur relativ gering wirksam geworden sind (vgl. Gerlinger & Ludwig 1999). Durch Artikel 14 WRRL und dessen Umsetzung in § 36b

Absatz 5 WHG bzw. die Landeswassergesetze ist die Einbeziehung der Öffentlichkeit wesentlich gestärkt worden (vgl. EC 2003a). Grund dafür dürfte nicht zuletzt die Erkenntnis gewesen sein, dass Gewässerschutz im Einzugsgebiet ansetzt und die Belange des Wasserhaushalts im Kontext vielfältiger Nutzungsansprüche stehen.

Vor dem Hintergrund der Erfahrungen mit den nationalen Bewirtschaftungsplänen wurde bereits 1996 für die Aufstellung des Bewirtschaftungsplans Salza eine Verfahrenskonzeption zur Beteiligung der Öffentlichkeit entwickelt (siehe Abb. 3-20). Im Sinne eines umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitorings wurden nachfolgende Eigenschaften zugrunde gelegt, für die die Methode Umweltbilanz die Voraussetzungen schaffen sollte:

- Einbeziehung der Komplexität des Wasserhaushalts und indikatorengestützte Reduktion für die gesellschaftliche Entscheidungsunterstützung
- Konsistente und nachvollziehbare Trennung zwischen umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen einerseits und normativen Festlegungen unter Beteiligung der Öffentlichkeit andererseits
- Flexibilität bei der inhaltlichen, räumlichen und zeitlichen Formulierung der Handlungsoptionen und -alternativen als Grundlage für die gesellschaftliche Partizipation
- Fortschreibungsfähigkeit der umweltwissenschaftlichen Ergebnisse (Bilanzen, Alternativenvergleich) als Grundlage für eine kontinuierliche Entscheidungsunterstützung einschließlich Monitoring

Außerdem sollte der Tatsache Rechnung getragen, dass bei der gesellschaftlichen Festlegung von Planinhalten zu unterscheiden ist zwischen den EU-, bundes- und landesrechtlichen Vorgaben der Wasserbehörden (Leitlinien) und den Festlegungen der regionalen Öffentlichkeit des Einzugsgebiets. Vorstellungen und Einwendungen der Öffentlichkeit können nur innerhalb der rechtlichen Vorgaben einbezogen werden. Hinsichtlich der Bedingungen für die Beteiligung der Öffentlichkeit wurde auf § 9 Verwaltungsverfahrensgesetz (VwVfG) und § 2 - § 4 Baugesetzbuch (BauGB) Bezug genommen. Dies gilt vor allem für die Verfahrensschritte des BauGB („Öffentliche Bekanntmachung“, „Vorgezogene Beteiligung“, „Öffentliche Auslegung“ und „Öffentliche Bekanntmachung“ und die Definition der Öffentlichkeit im Sinne „Träger öffentlicher Belange“.

Um die Möglichkeiten für eine Abstimmung mit der Öffentlichkeit zu erweitern, wurden in das Verfahrenskonzept mehrere informelle Beteiligungsschritte eingefügt. Unter Moderation der zuständigen Behörden sind dahingehend ganz unterschiedliche Formen der gegenseitigen Information und des Interessenausgleichs vorstellbar. Hierzu können Informationsveranstaltungen mit Betroffenenengruppen, Runde Tische, direkte Kontakte zu maßgeblichen Gewässernutzern oder deren Verbände gehören. Damit wird den zunehmenden Bestrebungen entsprochen, die Umsetzbarkeit umweltbezogener und sonstiger räumlicher Planungen durch eine intensivere Beteiligung der Betroffenen zu verbessern (vgl. u.a. DVWK 1996, Oppermann et al. 1997, Wiechmann 1998, EC 2003a, Wetherell 2004). Als Schlagwort ist von „offener Planung“ die Rede.⁶⁹³ Ziel ist es, statt der bisher gängigen Durchsetzung von Planungen eine Vermittlung der Planungsaufgaben⁶⁹⁴ und Einbeziehung der Betroffenen bei deren Mitgestaltung⁶⁹⁵ zu erreichen.

⁶⁹³ Primär soll damit die Mitwirkung der Beteiligten sowie deren Bereitschaft zur Unterstützung der Umsetzung der Planungsinhalte erhöht werden.

⁶⁹⁴ Hierbei steht Persuasion, also die Überzeugung, im Vordergrund.

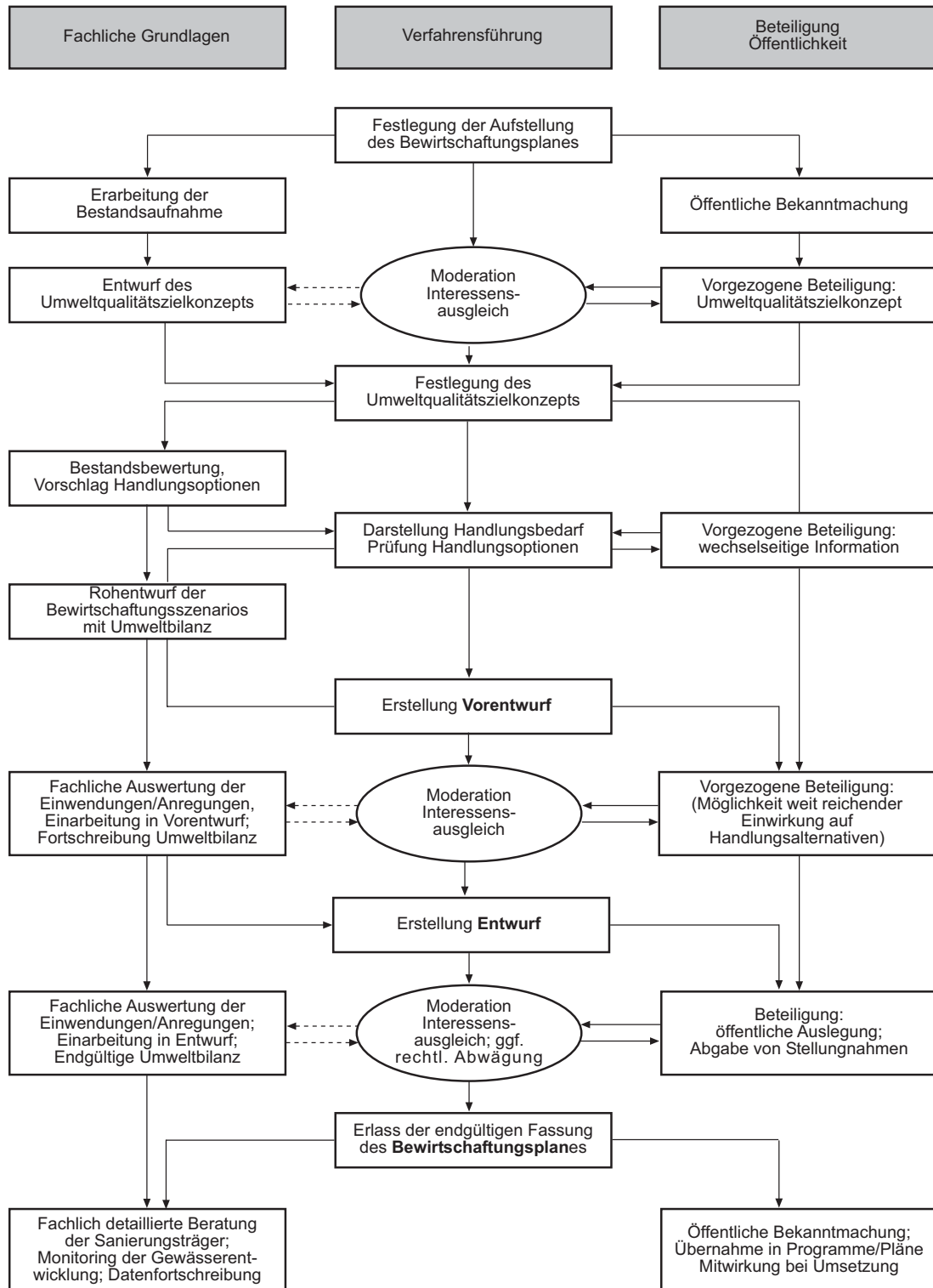


Abbildung 3-20: Verfahrensvorschlag zur Aufstellung des Bewirtschaftungsplans Salza

⁶⁹⁵ Dies könnte als die eigentliche Partizipation bezeichnet werden.

Im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung bieten sich insbesondere bei der Festlegung eines langfristigen Umweltqualitätszielkonzepts, der Festlegung von zeitlich definierten Umwelthandlungszielen⁶⁹⁶, der Formulierung von Handlungsoptionen und -alternativen sowie deren Bewertung und Entscheidung⁶⁹⁷ Ansatzpunkte für eine Partizipation. Wie in Kapitel 2.3.4.1 dargelegt worden ist, können diese Aufgaben nicht alleine aus umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen abgeleitet werden. Und auch für die Fachverwaltung und deren Vollzug von gesetzlichen Vorgaben kann nicht von einer Regelungsdichte ausgegangen werden, mit der alle Ermessensspielräume präjudiziert werden. Die Beteiligung der Öffentlichkeit ist insofern nicht nur eine gesetzliche Verpflichtung, sondern ein Erfordernis für die gesellschaftliche Entscheidungs- und Handlungsfähigkeit.

Zur Vermeidung eines lediglich auf die zeitbezogene Machbarkeit ausgerichteten Diskurses mit der Öffentlichkeit sollten bei der Aufstellung des Bewirtschaftungsplans Salza mit dem Verfahrenskonzept speziell auch die beiden Zielkategorien, die Umweltqualitätsziel- und die Umwelthandlungszielkategorie, vermittelt werden. Zu Beginn des Verfahrens wurde angestrebt, vorrangig die Festlegung des langfristig ausgerichteten Umweltqualitätszielkonzepts zu betrachten. Mit der Vorlage der Handlungsoptionen und -alternativen sollte es danach um die tatsächlich verfolgten Umwelthandlungsziele und -standards als diskrete Zielkriterien oder als Zielerfüllungsgrade gehen.

Für die vorgesehene intensive Beteiligung der Öffentlichkeit war schließlich in Betracht gezogen worden, dass Bewirtschaftungspläne nicht ausschließlich die Ziele der Umweltvorsorge zu verfolgen haben. In § 1a Abs. WHG ist explizit die Nutzung der Gewässer zum Wohl der Allgemeinheit und zum Nutzen Einzelner genannt. Deren Angemessenheit lässt sich im Kontext der Gewässerbewirtschaftung nur zum Teil über die Umweltverträglichkeit bestimmen. Vielmehr ist ein Interessensausgleich auch *zwischen* den Gewässernutzungen herbeizuführen, für den ein Dialog unvermeidbar ist.⁶⁹⁸ In diesem Zusammenhang ist auch die Finanzierbarkeit und Sozialverträglichkeit von Handlungsoptionen und -alternativen für die Unterhaltungspflichtigen und Gewässernutzer zu erörtern. Auf die dahingehende Notwendigkeit einer grundgesetzlichen Gleichbehandlung bei der Lastenverteilung ist in Kapitel 3.6.1.2 bereits hingewiesen worden.

3.9.2 Realer Ablauf des Aufstellungsverfahrens

Die Konzeption für den Ablauf des Aufstellungsverfahrens des Bewirtschaftungsplans Salza wurde von dem die Grundlagenerarbeitung koordinierenden Staatlichen Amt für Umweltschutz (STAU) Halle (Saale) und dem verfahrensführenden Regierungspräsidium Halle positiv aufgenommen. Dem *ersten* zusätzlichen Verfahrensschritt für die Aufstellung und Festlegung des Umweltqualitätszielkonzepts wurde zugestimmt. Einzelheiten über die Beteiligung sind bereits in Kapitel 3.4 erläutert worden. Im Ergebnis stand ein von allen beteiligten Trägern öffentlicher Belange mitgetragenes Zielkonzept über die langfristigen Ziele und Standards in Bezug auf die Umweltqualität zur Verfügung.

Auch der *zweite* zusätzliche Verfahrensschritt wurde realisiert, indem die wesentlichen Handlungsoptionen bei verschiedenen Informationsveranstaltungen vorgestellt worden

⁶⁹⁶ (soweit diese nicht implizit über die Handlungsoptionen und -alternativen verfolgt werden)

⁶⁹⁷ Vor allem durch die Interpretation der Bilanzierungsergebnisse (siehe Kap. 2.3.5.1).

⁶⁹⁸ Ggf. können dahingehend in Zukunft handelbare Wassernutzungsrechte von Bedeutung sein, wie sie derzeit für den Emissionsschutz bezogen auf das Schutzgut Luft eingeführt werden.

sind. Der Schwerpunkt lag bei der Information der Landnutzer, vor allem der Landwirte, über die Stoffrückhaltung auf den Anbauflächen und die Anlage von Gewässerschonstreifen. Bei mehreren Veranstaltungen zeigte sich ein grundsätzliches Verständnis der Landwirte für den Gewässerschutz. Beispielsweise hatte eine große Agrargenossenschaft als LPG-Nachfolgeorganisation bereits von sich aus mit der agrartechnischen Erprobung einer pfluglosen Bewirtschaftung begonnen.

Bei den Verhandlungen über die siedlungswasserwirtschaftlichen Handlungsoptionen mit den Kommunen stießen einzelne Maßnahmen teilweise auf Widerstand. Ursache hierfür war eine zentrale Kläranlage, die noch vor der Erstellung des Bewirtschaftungsplans auf Initiative des Regierungspräsidiums gebaut worden war. Im Zuge der Planaufstellung wurde von der verfahrensführenden Behörde auf den Anschluss einer größeren Kommune an diese Kläranlage gedrängt, da die Anlage ansonsten nicht wirtschaftlich arbeiten würde. Für die Kommune waren damit jedoch erhebliche Kosten für die Überleitung des Schmutzwassers verbunden.

Im Aufstellungsverfahren konnte diesbezüglich keine Einigung erzielt werden. Im Nachgang wurde ein Rechtsverfahren eingeleitet. Ohne die beiden Positionen bewerten zu wollen, erscheint an dieser Stelle zumindest folgende Anmerkung möglich. Für den Konflikt war offensichtlich die Präjudizierung des Anschlussfordernisses vor dem Aufstellungsverfahren für den Bewirtschaftungsplan ausschlaggebend. Hieraus ergab sich eine Zwangssituation, die sich im Einvernehmen nicht lösen ließ.

Während der anschließenden Erstellung des Vorentwurfs erfolgten auf europäischer Ebene die Beschlussfassungen des Europaparlaments und des Rates zur Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Die sich abzeichnende Beeinflussung des nationalen Rechts auch im Hinblick auf die Bewirtschaftungsplanung führte zu einer Beschleunigung des Verfahrens an der Salza. Von Seiten der verfahrensführenden Behörde wurde die Gefahr gesehen, dass der weit fortgeschrittene Plan gemäß der neuen Richtlinie grundlegend überarbeitet werden müsste. Dies sollte aus zeitlichen und Kostengründen vermieden werden. Speziell für die Wiederentstehung des Salzigen Sees bestand ein erheblicher Entscheidungsdruck. Unter den skizzierten Rahmenbedingungen wurde der Plan unmittelbar als Entwurf erstellt und öffentlich ausgelegt. Inhaltlich umfasste er die in Kapitel 3 beschriebenen Angaben, also Bestandsaufnahme, Bewertung (Bilanzierung und Interpretation), Umweltqualitätszielkonzept, Handlungsoptionen, -alternativen und Szenarios sowie die ex ante-Wirkungsanalysen, Bewertungen und den Alternativenvergleich dieser Szenarios. Am 11. Juli 2001 wurde der Bewirtschaftungsplan Salza öffentlich bekannt gegeben (RP Halle 2001).

3.9.3 Kritische Reflexion

Mit dem konzipierten und realisierten Verfahren wurden entscheidende Schritte hin zu einer die Betroffenen frühzeitig und grundlegend einbeziehenden „offenen Planung“ gegangen. Deren Sinnfälligkeit zeigte sich grundsätzlich in einer großen Aufgeschlossenheit der meisten Beteiligten für die Belange des Gewässerschutzes sowie in dem von ihnen eingebrachten regionalen Know-how. Für die Abbildung des Wasserhaushalts des Einzugsgebiets und dessen Aufbereitung für den gesellschaftlichen Entscheidungsprozess hat die Methode Umweltbilanz die relevanten Komponenten bereitgestellt. Die Aufstellung und Abstimmung des Umweltqualitätszielkonzepts hat sich dabei als inhaltlich transparent und verfahrensmäßig handhabbar erwiesen. Die ganzheitliche Erfas-

sung des wasserhaushaltlichen Systems hat für alle Beteiligten eine ganzheitliche Betrachtung aller relevanten Bereiche gewährleistet. Dessen Bilanzierung bezogen auf die Umweltqualitätsstandards war als Bewertung gut nachvollziehbar und wurde deshalb akzeptiert.

Auch die prinzipielle Abstimmung der Handlungsoptionen förderte bei der überwiegenden Zahl der Gewässernutzer die Kooperationsbereitschaft. Durch das in der Endphase beschleunigte Verfahren konnten die Möglichkeiten der Bilanzierung der Handlungsalternativen und deren ex ante-Wirkungsanalyse nicht in der vorgesehenen Weise genutzt werden. Dies gilt insbesondere für die explorative Bilanzierung von Modifikationen der zu Beginn abgestimmten Handlungsalternativen. Demzufolge konnten diesbezüglich keine Erfahrungen gewonnen werden. Dies gilt speziell für die Diskussion der Diskrepanz zwischen den Umweltqualitätszielen und -standards einerseits und den durch die Konzeption des Bewirtschaftungs-Szenarios festgelegten Umwelthandlungszielen und -standards andererseits. Eine weitere Erprobung der Methode Umweltbilanz steht damit für die prospektiven Komponenten noch aus. Nach der positiven Resonanz der Beteiligten auf die für die Bestandsaufnahme und -bewertung bereitgestellten Informationen ist diesbezüglich jedoch ebenfalls mit einer Förderung des Entscheidungsprozesses zu rechnen (vgl. Wetherell 2004).

Durch die Einführung der WRRL wird ein weiteres Potenzial des erprobten Ansatzes im Einzugsgebiet der Salza voraussichtlich nicht vollständig ausgeschöpft werden können. Gemeint ist das Monitoring der realen Systementwicklung. Diesbezüglich ist für die Umsetzung der festgelegten Maßnahmen im Bewirtschaftungsplan Salza kein vertiefendes Konzept ausgearbeitet worden. Stattdessen wurde auf einen weiteren Konkretisierungsbedarf hingewiesen, da für einige der verwendeten Indikatoren durch die Einführung der WRRL mit Änderungen zu rechnen war.⁶⁹⁹ Das bei der Grundlagenerarbeitung für das Einzugsgebiet der Salza verwendete Indikatorenset wird insofern modifiziert werden müssen. Aus diesem Grund kann dieses Set nur teilweise für die Erfolgskontrolle herangezogen werden.

Trotz dieser Einschränkungen bei den Befunden des Fallbeispiels sind mit den Beiträgen der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz in Verbindung mit dem beschriebenen Verfahrenskonzept für das Aufstellungsverfahren signifikante Innovationen für die Bewirtschaftungsplanung deutlich geworden. Für die Beteiligten steht ein nachvollziehbares und flexibles Instrumentarium des Entscheidungsmonitorings zur Verfügung. Es kann für das gesamte Spektrum der Planungsschritte die erforderlichen Informationen in geeigneter Aufbereitung liefern. Und prinzipiell ist es auch für ein Monitoring der Maßnahmenumsetzung und die künftige Fortschreibung des Bewirtschaftungsplans geeignet.

⁶⁹⁹ Hierzu gehört u.a. die Überführung der 7-stufigen nationalen Skalierung der Gewässergüteklassen in eine nach Anhang V WRRL vorgesehene 5-stufige Skala (Irmer 1999).

4. Stofftransport-Bilanzmodell Salza

Die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz des Fallbeispiels Bewirtschaftungsplan Salza wird im Folgenden hinsichtlich des methodischen Ansatzes der Wirkungsanalyse vertiefend dargestellt. Die Operationalisierung der in Kapitel 3.3.1 beschriebenen (Teil-)Systemmodelle soll dadurch verdeutlicht werden. Eine vollständige Beschreibung der ganzheitlichen Abbildung des wasserhaushaltlichen Systems im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen würde den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen. Die Darstellung konzentriert sich deshalb auf den Phosphoreintrag in die Mansfelder Seen und die damit zusammenhängenden Prozesse. Entsprechend den in Kapitel 2.3.3 formulierten Maßgaben an die Modellbildung für die Umweltbilanz spielen zwei Aspekte eine zentrale Rolle. Erstens geht es um eine integrierte Abbildung des Phosphortransports unter Kopplung von Untersuchungsansätzen für verschiedene Gewässerkompartimente. Zweitens gilt es bei der Prozessbeschreibung die Schnittstellen zu den anthropogenen Einwirkungen und Handlungsoptionen besonders zu berücksichtigen.

Inhaltlich ist das Stofftransport-Bilanzmodell für das Einzugsgebiet prinzipiell auf eine Steuerung der Stoffeinträge in die Mansfelder Seen in ihrer Exposition als regionale Phosphorsenken gerichtet. Von den beiden in Kapitel 2.4.1 genannten Aufgaben des immissionsorientierten Gewässerschutzes werden demzufolge die langfristigen Belastungen in Bezug auf die Eutrophierung und die Stoffakkumulation im Gewässersediment betrachtet.

Mit Phosphor wird ein wichtiger und aufgrund der großen Stickstoff-Phosphor-Verhältnisse für die Mansfelder Seen der entscheidende Eutrophierungsfaktor (Hoehn et al. 1997a, Klapper & Scharf 1998) gewählt.⁷⁰⁰ Um die Wirksamkeit von Handlungsoptionen bzw. -alternativen zu bestimmen, wird außerdem der räumlich möglichst präzisen Identifizierung sämtlicher signifikanter Eintragsquellen und -pfade ein wesentlicher Stellenwert beigemessen. Dabei wird die emissionsseitige Genauigkeit als maßgeblich für die immissionsseitige Abschätzung der Wirksamkeit von Bewirtschaftungsmöglichkeiten angesehen (vgl. ATV-DVWK 2004, 15).

Zur Gewährleistung einer ganzheitlichen Bewirtschaftung werden auch Handlungsoptionen betrachtet, die nicht unmittelbar der Nährstoffreduzierung dienen, die jedoch über die Bewirtschaftung anderer Gewässerkompartimente einen Einfluss auf den Phosphoreintrag und -transport haben. Hierzu gehören beispielsweise die Änderung der Abflussverhältnisse der Fließgewässer und die Anlage von Gewässerschonstreifen. Methodologisch werden über das Simulationsmodell die jeweiligen Untersuchungsansätze und Modelle einbezogen. Für den Phosphortransport ist insofern eine wirkungsbezogene Ganzheitlichkeit gegeben.

Bei der Entwicklung des Stofftransport-Bilanzmodells für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen ging es nicht um ein universell anwendbares und programmtechnisch umgesetztes Modell. In Anbetracht des Aufgabenspektrums bei der erstmaligen Erarbei-

⁷⁰⁰ Nach einer vorgezogenen überschlägigen Berechnung konnte für den vorhandenen Süßen See und den wieder entstehenden Salzigen See eine Unterschreitung des von Klapper (1992) mit 1 : 10 bzw. von Gunkel (1996: 144) mit 1 : 16 angegebenen kritischen P : N-Verhältnisses weitestgehend ausgeschlossen werden. Der Nährstoff Stickstoff ist insofern für die Mansfelder Seen kein die Eutrophierung bestimmender Faktor.

tung einer Umweltbilanz standen dahingehend nicht die notwendigen Kapazitäten zur Verfügung. Stattdessen wird das Modell als experimenteller Ansatz verstanden, mit dem die beiden oben genannten Aspekte der Modellbildung, die integrierte Abbildung des Phosphortransports und die Handlungsorientierung, untersucht werden können.

Die nachfolgende Darstellung des Modells umfasst zunächst einführende Angaben zum Nährstoff Phosphor sowie eine Übersicht über wesentliche bisherige Modellansätze. Anschließend werden die im vorliegenden Modell abgebildeten Prozesse und die dafür verwendeten Algorithmen beschrieben. Es folgen eine Zusammenstellung wichtiger Ergebnisse und eine Erläuterung zur Validität des Modells. Schließlich werden die simulierten Handlungsoptionen beschrieben und deren Wirksamkeit für die drei Szenarios des Bewirtschaftungsplans Salza gegenüber gestellt. Als Ergänzung werden – analog zur Erläuterung der Umweltbilanz insgesamt – die Potenziale der Ergebnisse für die Bestimmung von Kosten und Kosten-Wirkungs-Relationen aufgezeigt.

4.1 Inhaltliche und methodische Grundlagen

4.1.1 Nährstoff Phosphor

Phosphor ist ein essenzieller Nährstoff für die Primärproduzenten. Anorganische Phosphorverbindungen kommen in natürlichen Gewässern nur in geringen Mengen vor (Niederschläge, atmosphärischer Eintrag, phosphathaltige Gesteine) (z.B. Schönborn 1992: 248). Phosphor stellt deshalb grundsätzlich einen Minimumfaktor für die Primärproduktion dar (z.B. Schwoerbel 1999: 149). Vielfältige anthropogene Einträge aus der Bodennutzung und urbanen Gebieten sorgen allerdings dafür, dass Phosphor zugleich einer der bedeutendsten Eutrophierungsfaktoren⁷⁰¹ von Oberflächengewässern ist (z.B. Gunkel 1996: 145). Phosphor kommt in verschiedenen Formen bzw. Verbindungen vor (Gunkel 1996: 77f., Schwoerbel 1999: 150ff.):

- Anorganisch gelöstes *Ortho-Phosphat* (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- je nach pH-Wert): unmittelbar pflanzenverfügbar und in der Regel bedeutendster Anteil der Phosphate
- *Niedermolekulare Polyphosphate*, insbesondere Di-, Tri- und Tetraphosphate: unmittelbar bzw. mittelbar über Hydrolyse pflanzenverfügbar
- *Organische Phosphorverbindungen* (Phosphorsäureester): pflanzenverfügbar über Abbau zu Ortho-Phosphat mittels Hydrolyse
- *Anorganisch partikulärer Phosphor* (als Eisen- und Calciumhydroxyphosphat, adsorptiv gebundener Phosphor an Eisenhydroxokomplexe und Calciumcarbonat, Kondensationsprodukte der Polyphosphate): Anorganisch partikulärer Phosphor unterliegt der Fällung (v.a. Eisenhydroxophosphat) und Sorption und kann aus dem Sediment in Abhängigkeit vom Redoxpotenzial, pH-Wert und biologischen Prozessen rückgelöst werden (z.B. Reduktion von Eisen)⁷⁰²
- *Organisch partikulärer Phosphor* (in Organismen und Detritus): Phosphor im Detritus ist nach Mineralisation und Hydrolyse pflanzenverfügbar

⁷⁰¹ Nach DIN 4049 Teil 2 versteht man unter Eutrophierung die Zunahme der Intensität der Primärproduktion (Trophie) eines Gewässers in Folge einer gesteigerten Verfügbarkeit und Ausnutzung von Nährstoffen.

⁷⁰² Siehe auch DVWK (1997: 31ff.)

Als *Gesamtposphor* (TP: total phosphorus) wird der gesamte, durch schwefelsauren Aufschluss bestimmte Phosphor angegeben. Er umfasst sowohl die gelösten Fraktionen als auch den partikulären Phosphor aus der Biomasse und den anorganischen Phosphor (Gunkel 1996: 78). Die einzelnen Fraktionen lassen sich analytisch leicht bestimmen (z.B. Hütter 1992: 369ff., Rode 1995: 12, DVWK 1997).

Die genannten Phosphorfraktionen unterliegen vielfältigen und teilweise miteinander gekoppelten physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen. Diese führen zu Übergängen zwischen verschiedenen P-Formen mit spezifischen Reaktionsgeschwindigkeiten sowie zu unterschiedlicher Pflanzenverfügbarkeit (z.B. Hamm 1991: 358f.). Die Bedeutung von Phosphor für den Gewässerschutz resultiert primär aus der Eutrophierungswirkung.⁷⁰³ Als Folgewirkungen treten Artenverschiebungen der Phyto- und Zoozönosen, Massenaufwuchs von Makrophyten, hohe Wassertrübung, Sauerstoffdefizite, Fischsterben, Veränderung des Gewässerlängsschnitts, Einschränkungen bei der Aufbereitung von Trinkwasser und allergische Reaktionen bei Badenden auf Algentoxine auf (Hamm 1991: 374ff., UBA 1999: 29).

Wegen der vielfältigen Übergänge zwischen den verschiedenen P-Formen ist das mesoskalige Stofftransport-Bilanzmodell für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz des Bewirtschaftungsplans Salza auf die Abbildung von Gesamtposphor ausgerichtet worden. Eine detaillierte Prozessbeschreibung für den P-Transport in den Direkteinzugsgebieten und Fließgewässern für alle P-Formen und deren Übergänge erschien nicht leistbar. Dies hätte unter anderem auch eine Gütemodellierung für die zahlreichen relativ kleinen Fließgewässer im Einzugsgebiet der Seen erfordert. Für die Mansfelder Seen als fokussierte Stoffsenken können dadurch die Anteile der einzelnen P-Formen an der Gesamtfracht nicht bestimmt werden. Dieser Nachteil relativiert sich dadurch, dass in den limnologischen Systemen der Seen wiederum erhebliche Umsetzungsvorgänge stattfinden, die nur zum Teil von der Zusammensetzung der P-Fracht⁷⁰⁴ abhängen.

4.1.2 Übersicht über Modellkategorien

Die mathematische Modellierung von Nährstofftransport, -haushalt und -bilanz in Gewässereinzugsgebieten hat sich bis in die Gegenwart zu einem weiten wissenschaftlichen Forschungsgebiet entwickelt. Neben der emissionsseitigen Abbildung der punktuellen Einträge aus urbanen Gebieten (z.B. ATV 1988, Nafu 2004, Biegel 2005, et al. 2005) werden seit Ende der 1970er Jahre auch die diffusen Einträge (z.B. Decoursey 1985, van Griensven & Bauwens 2001 (SWAT bzw. ESWAT), Young et al. 1989 (AGPNS), Krysanova et al. 1998, 2002 (SWIM), Klöcking & Suckow 2003 (PSCN), ATV-DVWK 2004) modelliert (vgl. Rode 1995: 47). Seit Mitte der 1990er Jahre wird an Verfahren für eine integrierte Modellierung von punktuellen und diffusen Einträgen gearbeitet (z.B. Fehr 1995, F & N Consult 2001, Behrendt et al. 1999, Fuchs et al. 2003). Dieser neuesten Generation ist grundsätzlich auch die vorliegende Arbeit zuzurechnen.

Neben ihrer inhaltlichen Ausrichtung lassen sich die Modelle nach ihrer mathematischen Konzeption und der raum-zeitlichen Auflösung unterscheiden. Folgende mathematische

⁷⁰³ Eine Übersicht über die Phosphorbelastung in Deutschland geben Kahlenborn & Krämer (1998: 108ff.), UBA (1999: 31) und SRU (2000: Tz. 590).

⁷⁰⁴ (vor allem vom Anteil des ortho-Phosphats)

Modelltypen lassen sich bilden (vgl. z.B. Rohdenburg 1985, Mccuen & Snyder 1986: 2, Maniak 1997: 561):

- empirische Modelle
- deterministische Modelle
- stochastische Modelle

Empirische Modelle basieren auf der (statistischen) Auswertung von raumbezogenen und wasserhaushaltlichen Messdaten. Die Möglichkeiten zur Berücksichtigung von physikalischen Prozessen sind dabei deutlich eingeschränkt. Ihr Vorteil liegt beim relativ geringen Bedarf an Eingangsdaten. Dies prädestiniert sie für regionale Ansätze und anwendungsorientierte Fragestellungen. Ihr wesentlichster Nachteil ergibt sich aus der begrenzten Gültigkeit für die zugrunde liegenden Daten (Rode 1995: 46) und die fehlende zeitliche Auflösung (siehe unten).

Deterministische Modelle bilden die betrachteten physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse in ihrer zeitlichen Dynamik mit vereinfachten (deterministisch-analytische M.) oder exakten Modellfunktionen (deterministisch-numerische M.) ab (Rohdenburg 1995: 19). Sie erfordern umfangreiche Prozesskenntnisse und genaue Daten zu den Prozessparametern. *Stochastische Modelle* geben die Zusammenhänge zwischen Eingangsdaten und Systemzustand als Wahrscheinlichkeiten an. Ihre Bedeutung ist bei der Modellierung des Nährstoffhaushalts von Gewässereinzugsgebieten – im Gegensatz zur hydrologischen und hydraulischen Modellierung – bislang gering.

Bezüglich ihrer räumlichen Diskretisierung lassen sich die stoffhaushaltlichen Modelle in Blockmodelle (lumped models) und gegliederte Modelle (distributed models) differenzieren (Polis & Goodson 1976). Diese relativ alte Unterscheidung ist in modifizierter Form nach wie vor relevant, da gerade die statischen Bilanzmodelle (siehe unten) teilweise nach wie vor von Flächenanteilen mit bestimmten Merkmalsausprägungen ausgehen, ohne diese jedoch in einen räumlichen Zusammenhang eines Einzugsgebiets zu stellen.

Bei den gegliederten Modellen hat die GIS-Technologie zu einer zunehmenden räumlichen Auflösung geführt (Krysanova et al. 1999). Statt der Datenhaltung und -verarbeitung ist dadurch die Datenverfügbarkeit zum limitierenden Faktor geworden. Je nach Skala der Abbildung von Gewässereinzugsgebieten mit zugehöriger Genauigkeit von Eingangsdaten und Ergebnissen unterscheidet Kleeberg (1999) mikroskalige (<100 km²), mesoskalige (100-1.000 km²) und makroskalige Modelle (>1.000 km²). Neben dem Blockmodell und der horizontalen Diskretisierung differenziert Rohdenburg (1995: 17) verschiedene Stufen der drei-dimensionalen Auflösung.

In der zeitlichen Diskretisierung unterscheiden sich zeitinvariante Modelle von dynamischen Modellen (z.B. Maniak 1997: 231ff.). Statische Modelle werden zumeist für mittel- bis langfristig ausgerichtete Planungsmodelle zur Objektivierung von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen und Strategien verwendet. Dynamische, schnelle Prozessmodelle dienen eher der operativen wasserwirtschaftlichen Steuerung (z.B. Model et al. (1995: 175) sowie der Untersuchung von zeitlichen Schwankungen von Prozessen.

Zur Abbildung des Stoffhaushalts von Gewässereinzugsgebieten werden unterschiedliche Modellkonzepte entwickelt. Ursache hierfür ist die unterschiedliche Fokussierung von Stofftransport, -haushalt und -bilanz durch einzelne Disziplinen. Siedlungswasserwirtschaft und Landwirtschaft sind stärker am Stofftransport interessiert, die Limnologie

an Gewässergütemodellen und der Gewässerschutz an Bilanzierungsansätzen. Vor diesem Hintergrund lassen sich drei Modellkonzepte unterscheiden.⁷⁰⁵

- Stofftransportmodelle
- Gewässergütemodelle
- Bilanzmodelle

Übersichten über entsprechende Modelle enthalten unter anderem Lehmann & Zintz (1992: A 40), Wenkel et al. (1994:12), Rode (1995: 47ff.), DVWK (1999a), ATV-DVWK (2004). *Stofftransportmodelle* dienen der Abbildung des Stofftransports in Einzugsgebieten. Wesentliches Ziel ist die Beschreibung der Transportprozesse und die anschließende Simulation der Auswirkungen von Nutzungsänderungen (vgl. Rode 1995: 45). Die Prozesse in den Gewässern werden nicht oder nur vereinfachend betrachtet. Es überwiegen deterministische Ansätze, die ausgewählte Eintragspfade und einzelne Abflussereignisse beschreiben (z.B. Young et al. 1989).

Gewässergütemodelle entstanden im Bereich der Limnologie und der Wasserwirtschaft zur Beschreibung des Stoffhaushalts der Gewässer. Ziel der Anwendung dieser Modelle ist die Simulation des Stoffumsatzes unterstrom von Einleitungen oder der Gewässergüte bei niedrigen Abflussverhältnissen. Aufgrund der immissionsseitigen Ergebnisse können sie für die Bewertung der biologischen oder chemischen Gewässerbeschaffenheit herangezogen werden. Eines der bekanntesten Modelle im deutschsprachigen Raum ist das ATV-Gütemodell (Müller 1996, ATV 1997). Zu weiteren Gütemodellen gehört u.a. das Modell QSIM (Kirchesch & Schöl 1999).

Bilanzmodelle dienen der Bestimmung von Eintrags- bzw. Frachtpartitionen. In der Regel werden alle potenziellen Eintragspfade betrachtet. Es überwiegen empirische oder statistische Ansätze zur emissionsseitigen Quantifizierung des Stoffeintrags.⁷⁰⁶ Zunächst wurden empirische Blockmodelle entwickelt (z.B. Werner & Wodsack 1994, Fehr 1995), später kamen GIS-gestützte, räumlich gegliederte Modelle hinzu (z.B. F & N Consult 2001, Behrendt et al. 1999, Gebel 2000, Fuchs et al. 2003). Die Beschreibung der ablaufenden Prozesse erfolgt in der Regel nicht sehr detailliert (vgl. Nafu 2004: 15), was sich nicht zuletzt aus der zeitlich statischen Betrachtung und geringen räumlichen Auflösung ergibt. Wenngleich sich die Berechnungsansätze auf die Emissionen beziehen, werden die Modelle häufig auch immissionsseitig validiert und interpretiert.

4.2 Konzeption des Stofftransport-Bilanzmodells Salza

4.2.1 Zielstellung und konzeptioneller Ansatz

Aus der Perspektive der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz stehen bei der Modellentwicklung die *räumlich-quantitative Bestimmung sämtlicher anthropogener Stoffemissionen* in Einzugsgebieten, die Ermittlung ihrer *Beiträge zu den Immissionen* und die *Wirksamkeit von räumlich-konkreten Bewirtschaftungsmöglichkeiten* im Vordergrund. Die

⁷⁰⁵ Der Begriff *Einzugsgebietsmodell* wird nicht verwendet, da er eine Differenzierung zwischen Stofftransport und Bilanzmodellen ausschließt.

⁷⁰⁶ Bei den dynamischen, physikalisch basierten "Bilanzmodellen" (Nafu 2004: 2) handelt es sich nach der hier verwendeten Klassifikation bereits um Stofftransportmodelle.

Einbeziehung sämtlicher Stoffeintragsquellen und -pfade⁷⁰⁷ geht davon aus, dass eine wirksame und effiziente Bewirtschaftung nur nach Kenntnis aller Eintragsquellen und -pfade möglich ist. Summarische Abschätzungen der Nährstoffeinträge für die Bundesrepublik Deutschland (Wolf et al. 1989, Hamm 1991, Werner & Wodsack 1994, Behrendt et al. 1999) haben gezeigt, dass neben punktuellen Einträgen zahlreiche andere Einträge zu den Nährstoffbelastungen von Fließ- und Standgewässern führen. Mit der in den alten Bundesländern weit fortgeschrittenen, in den neuen Bundesländern derzeit realisierten Erhöhung der Anschlussgrade der Einwohner auf nahezu 100% und der Verbesserung der Reinigungsleistungen von Kläranlagen rücken die diffusen Einträge zunehmend in den Mittelpunkt des Gewässerschutzes (ATV-DVWK 2004, 15).

Die genaue Lokalisierung und Quantifizierung der Einträge sowie die Berücksichtigung der Retardierung, Retention und Remobilisierung in den Fließgewässern werden als Voraussetzung für eine valide Wirkungsabschätzung von Handlungsoptionen und -alternativen gesehen. Einerseits sollen dadurch räumlich konkrete und damit praxisrelevante Handlungsoptionen untersucht werden können. Andererseits geht es um die Abbildung der unterschiedlichen Wirksamkeit von Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Ober- bzw. Unterlauf in Abhängigkeit von Transportprozessen zwischen Maßnahme und Bilanzpegel. Als Raumbezug dienen Fließgewässerabschnitte mit deren Direkteinzugsgebieten.⁷⁰⁸ In Bezug auf die zugrunde liegende Genauigkeit ergibt sich aus der Größe des untersuchten Einzugsgebiets insgesamt ein mesoskaliger Ansatz.

Zur Gewährleistung einer ganzheitlichen Betrachtung des Stofftransports werden bei den genannten Transmissions- und Retentionsprozessen auch Wechselwirkungen zwischen Stoffhaushalt und anderen relevanten Gewässerkompartimenten berücksichtigt. Dies gilt speziell für die Abhängigkeit des Stofftransports von den Abflussverhältnissen und von der Gewässermorphologie einschließlich des Stoffrückhalts im Gewässerumfeld (z.B. Gewässerschonstreifen).

Im Gegensatz zur hohen räumlichen Auflösung wird wegen der Fokussierung auf die Mansfelder Seen als mittel- bis langfristige Senken auf eine hohe zeitliche Auflösung verzichtet. Statt der Simulation von Einzelereignissen stehen insofern Jahresmittelwerte im Vordergrund.

Die skizzierte Konzeption lässt sich in die oben erwähnten Modellkategorien wie folgt einordnen: Die Ziele bezüglich der Bestimmung der Emissionen für sämtliche Eintragspfade decken sich mit denen von *Bilanzmodellen*. Durch die angestrebte räumliche Auflösung handelt es sich zweifellos um ein gegliedertes Modell. Die Berücksichtigung der Transmission in den Einzugsgebieten und der Retention in den Fließgewässern ist bisher nur sehr eingeschränkt Gegenstand von Bilanzmodellen (ATV-DVWK 2004, 144). Für die Untersuchungen an der Salza sollte sie jedoch explizit betrachtet werden. Wenngleich für die Retention ohne den Einsatz eines Gütemodells keine physikalischen Ansätze möglich sind, sollte der Rückhalt für die einzelnen Gewässerabschnitte zumindest empirisch vereinfacht bestimmt werden. Konzeptionell ist dieser Zugang deshalb einem *Stofftransportmodell* zuzurechnen.

Durch die explizite Betrachtung der Retention ergeben sich für die Bilanzierung zwei Bezüge, die Partition der Emissionen und die Partition der Immissionen für ausgewählte

⁷⁰⁷ (einschließlich der dort stattfindenden Transmissionsprozesse)

⁷⁰⁸ Näheres siehe Kap. 3.3.1.1 und 3.3.2.3.

Bilanzpegel⁷⁰⁹. Der Ansatz kombiniert insofern Bilanzierung und Stofftransport. Eine Bezeichnung als Bilanzmodell würde dies nicht hinreichend widerspiegeln. Stattdessen wird für das Modell der Doppelbegriff „Stofftransport-Bilanzmodell“ verwendet, wobei der letzte Term den grundlegenden Charakter des Modells angibt. In seinem Kern ist es empirisch und zeitlich statisch⁷¹⁰, externe Komponenten, wie das Wasserbilanzmodell, sind jedoch deterministisch (siehe unten).

Der handlungsorientierten Zielstellung der Umweltbilanz wird durch die explizite Einbeziehung der anthropogenen Einwirkungen und Handlungsoptionen in die Entwicklung und Erprobung des Stofftransport-Bilanzmodells für die Salza Rechnung getragen. Ausgehend von der angestrebten hohen inhaltlich-räumlichen Auflösung erfolgt dazu neben der Parametrisierung der Einwirkungen bzw. Handlungsoptionen auch deren räumliche Allokation mittels GIS. Hierdurch soll geprüft werden, welche Anforderungen sich aus einer praxisrelevanten Simulation der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmöglichkeiten ergeben.

4.2.2 Verständnis genereller Transportprozesse

Ein vereinfachtes Schema des dem Stofftransport-Bilanzmodell Salza zugrunde liegenden Prozessverständnisses zeigt Abbildung 4-1. Demzufolge wird für die Direkteinzugsgebiete sämtlicher Fließgewässerabschnitte der geogene Eintrag und der Austrag von anthropogenen Eintragsquellen bestimmt. Diese Berechnung geht überwiegend von einem Blockmodell für die Direkteinzugsgebiete aus. In diesem Fall ist der Austrag gleich dem Eintrag. Insbesondere beim atmosphärischen Eintrag, dem Zwischen- und Basisabfluss sowie den Kläranlagenabläufen (Reiff 1991) dürfte diese Annahme der Wirklichkeit sehr nahe kommen.

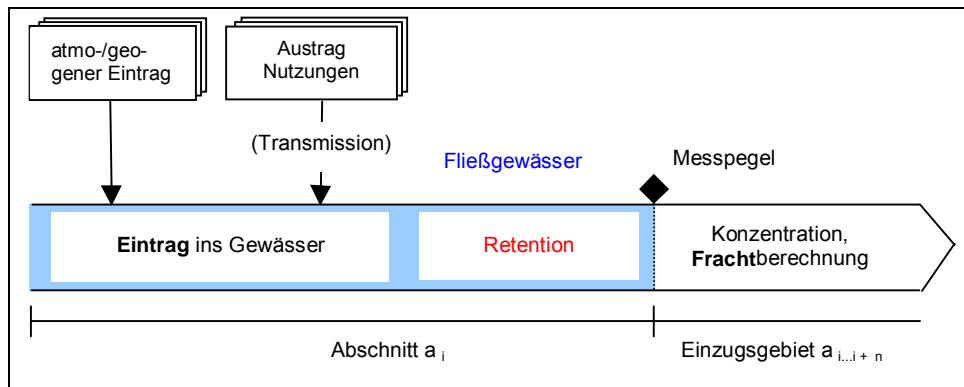


Abbildung 4-1: Vereinfachte Darstellung des Prozesses Stoffaustrag, -eintrag und -fracht mit Transmission und Retention

⁷⁰⁹ Der Begriff „Bilanz“ wird hier im physikalischen Sinne verstanden (siehe Kap. 2.3.2).

⁷¹⁰ Die Bezugnahme auf zeitlich invariante Mittelwerte ergibt sich aus der Übernahme mehrerer statistischer Berechnungsansätze. Entsprechend mussten alle übrigen Prozesse ebenfalls auf Mittelwerte verallgemeinert werden (Näheres siehe unten).

Für den Landoberflächenabfluss⁷¹¹ von ruralen Flächen werden die Direkteinzugsgebiete nochmals räumlich gegliedert, um den flächenhaften Austrag sowie Stoffan- und -abreicherung bei der Transmission des Austrags in die Gewässerabschnitte abbilden zu können (vgl. Haygarth & Sharpley 2000). Für die urbanen Flächen wird unter Berücksichtigung der Flächenanteile und gebietsbezogener Messdaten ebenfalls ein Blockmodell zugrunde gelegt. Diese Vereinfachung kann künftig mit dem derzeit entstehenden Modell ArcEGMO-URBAN (Biegel 2005, et al. 2005) überwunden werden.

Für die quellen- und pfadspezifischen Einträge erfolgt eine Summation zunächst für einzelne Gewässerabschnitte, danach für das kaskadierte Gewässernetz eines Bilanzgebiets. Der Gesamteintrag wird schließlich den an den Bilanzpegeln bestimmbar Frachten gegenübergestellt. Die – zumeist negative Differenz – wird als Resultat der Prozesse von Retardierung (befristete Festlegung), Umsatz und Remobilisierung verstanden und zusammenfassend als Rückhalt bzw. Retention bezeichnet (Besch et al. 1992, Behrendt 1994). In der Literatur findet sich häufig auch der Begriff der Selbstreinigung (z.B. Model et al. 1995, Schwoerbel 1999: 317ff.). Folgende Prozesse werden beschrieben, die das Ausmaß des Rückhalts bestimmen:

A. Physikalische Prozesse:

- Absinken partikulärer Stoffe bei abnehmender Schleppspannung (z.B. Maniak 1997: 495ff.)
- Resuspension des partikulär gebundenen Phosphors (z.B. Besch et al. 1992, Werner & Wodsack 1994)

B. Chemische Prozesse:

- Adsorption an organische und mineralische Partikel (z.B. Meyer 1979, Goltermann 1984)
- Aus- und Mitfällung (z.B. Gunkel 1996)

C. Biologische Prozesse:

- Aufnahme durch pflanzliche Biomasse (z.B. Schwoerbel 1999: 181f.)
- Fixierung von phosphathaltigen Feinsedimenten durch Mikroorganismen (z.B. Spork et al. 2000)

Den genannten Teilprozessen entsprechend ist der P-Rückhalt in Fließgewässern vor allem abhängig von den hydraulischen Verhältnissen, der morphologischen Struktur (Sediment), der stofflichen Beschaffenheit (Stoffkonzentration, Redoxpotenzial), Art und Umfang pflanzlicher Biomasse (Makrophyten, Mikroorganismen) sowie der Fließlänge eines betrachteten Gewässerabschnitts als Maß der Reaktionszeit. Er unterscheidet sich dabei nach den anteiligen P-Bindungsformen der Frachten. Über die zeitliche Dauerhaftigkeit dieses Rückhalts bzw. die Abhängigkeit von Faktorenkombinationen bis zu einer möglichen Remobilisierung (Desorption, Resuspendierung etc.) besteht noch erheblicher Forschungsbedarf (Goltermann 1984, Werner & Wodsack 1994, Gunkel 1996, Spork et al. 2000). Dies gilt speziell für den P-Austausch zwischen fließender Welle, Sohle (Sediment) und Vegetation, der nur mit hohem Aufwand kleinräumig in vitro oder unter Laborbedingungen untersucht werden kann (z.B. Besch et al. 1992; Gunkel 1996, DVWK 1997).

⁷¹¹ Unter Landoberflächenabfluss wird hier in Abgrenzung von Zwischen- und Grundwasserabfluss die oberirdische Abflusskomponente verstanden (vgl. Dyck & Peschke 1995).

Bei den meisten der genannten Prozesse handelt es sich um Gleichgewichtsreaktionen, die nach den vorherrschenden Verhältnissen in den Fließgewässern im Saldo zu einer Verringerung der P-Fracht führen. Vor allem die Remobilisierung retardierten partikulären Phosphors im Zuge größerer Abflussereignisse (hohe Schleppspannung), die Rücklösung adsorbierter Phosphors, redoxchemische Reaktionen im Sediment (z.B. Reduktion von Eisenphosphat) sowie das Absterben pflanzlicher Biomasse (u.a. nach vorhergehender P-Mobilisierung aus dem Sediment) können eine P-Freisetzung bewirken (Goltermann 1984: 31ff., Gunkel 1996: 78f., Schwoerbel 1999: 165f.).

Die weitestgehenden Ansätze einer mesoskaligen Abschätzung der Retention wurden bisher von Behrendt (1993, 1994, et al. 1999) und Behrendt & Opitz (1999) vorgenommen. Durch den statistischen Vergleich von 85 verschiedenen Flusseinzugsgebieten konnten Behrendt & Opitz (1999) zeigen, dass der Saldo der Transport- und Umsetzungsprozesse überwiegend zu einer von der Abflusspende abhängigen Verminderung der Einträge führt. Wie Abbildung 4-2 veranschaulicht, schlägt sich der Rückhalt durchweg in einer im Vergleich zur Emission verringerten Fracht nieder. Dies betrifft sowohl die Nährstoffe Stickstoff (v.a. Denitrifikation) und Phosphor als auch die abfiltrierbaren Stoffe.

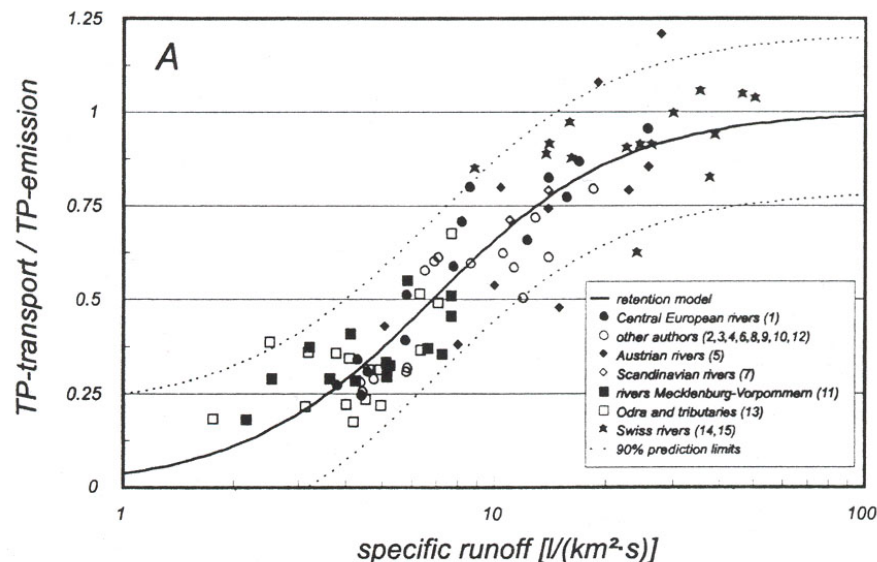


Abbildung 4-2: Beziehungen zwischen gemessenen Frachten und Gesamteintrag von Gesamtphosphor in europäischen Flussgebieten (Behrendt & Opitz 1999)

Auch aus dem untersuchten Einzugsgebiet lässt sich durch den Vergleich von Messdaten aufeinander folgender Messstellen ein Stoffverlust nachweisen. Dies gilt im EZG Böse Sieben beispielsweise für den Zusammenfluss nach den Messstellen 310850, 380520, 310760, deren Fracht von insgesamt 1.804 kg/a nach einer Fließlänge von >4 km an der Messstelle 310770 auf 1.300 kg/a (-28 %) abnimmt. Ein Beispiel aus dem EZG Querne-Weida sind die Messstellen 313217 und 310640, zwischen denen sich auf einer Länge von 4,4 km die Konzentrationen an Gesamtphosphor (90-Perzentile; n =

12) von 2,25 mg TP/l auf 1,70 mg TP/l um 25 % verringern.⁷¹² Der tatsächliche Rückhalt dürfte deutlich höher liegen, da zwischen den genannten Messstellen in beiden Einzugsgebieten zusätzliche Einträge aus Siedlungen und Ackerflächen erfolgen. Damit ist evident, dass ein hoher Anteil der Phosphorfracht auf den relativ geringen Fließstrecken dauerhaft gebunden (Retention) bzw. befristet festgelegt (Retardierung) wird.

Für kleine Einzugsgebiete erscheint wegen des voraussichtlich hohen Einflusses der Gewässermorphologie eine Verlängerung der Kurven von Abbildung 4.2 nicht ohne weiteres zulässig. Für das Stofftransport-Bilanzmodell Salza erfolgt deshalb keine Extrapolation der von Behrendt & Opitz (1999) bestimmten Wirkungszusammenhänge. Stattdessen wird durch verschiedene methodische Schritte aus den Einträgen und Frachten die fließlängen- und massenabhängige Retention abgeschätzt.⁷¹³ Die zugrunde liegenden Prozesse im Gewässer bleiben dabei als „black box“ unberücksichtigt. Für deren Einbeziehung wäre ein Gütemodell erforderlich, dessen Aufbau für die Gesamtlänge der Fließgewässer im Rahmen der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza ausgeschlossen war. Die Anwendung eines solchen Modells wäre überdies mit der Einschränkung verbunden gewesen, dass es sich bei den untersuchten Fließgewässern durchwegs um kleine, nicht planktondominierte Bäche handelt.

Insgesamt beschränkt sich das Stofftransport-Bilanzmodell Salza damit nicht auf die Abbildung der Frachten an den Bilanzpegeln. In Anbetracht der vielfältigen räumlich diversifizierten Prozesse geht es vielmehr um die Untersuchung der räumlichen Spezifizierung des Eintrags- und Abflussgeschehens als Grundlage für die Bestimmung der Wirksamkeit von Bewirtschaftungsmöglichkeiten. Die Ergebnisse zielen deshalb auf die raumkonkrete Quantifizierung der Phosphor-Emissionen und ihrer Frachtbeiträge bzw. Immissionspotenziale. Sie dienen anschließend als Grundlage für die Simulation von Handlungsoptionen. Die Retention bildet dabei im Sinne von ökologischen Wirkungsgraden die Tatsache ab, dass eine Verringerung von Einträgen lediglich zu einer anteiligen Reduktion des durch diese Einträge verursachten Frachtbeitrags führt. Sie eröffnen deshalb eine realistischere Abschätzung der Effektivität von Maßnahmen.

4.2.3 Stoffspezifische Eintragsquellen und -pfade

Bei der Berechnung der Einträge werden für wesentliche Eintragsquellen des Nährstoffs Phosphor die Zusammenhänge zwischen Stofffreisetzung, Transport und Übertritt in die Oberflächengewässer im Modell abgebildet. Die Differenzierung von Eintragsquellen und -pfaden dient dabei einer Typisierung ähnlicher Stoffquellen und Eintragsprozesse. Bei ihrer Auswahl sind ihre Relevanz für die Untersuchungsfragestellung sowie die Verfügbarkeit geeigneter Daten und Methoden ausschlaggebend.

Generell werden punktuelle (*point source*) und diffuse Quellen (*non-point source*) unterschieden, wobei deren Abgrenzung in der Literatur nicht einheitlich erfolgt. So definieren beispielsweise Werner et al. (1991: 662): „Unter „punktförmigen Quellen“ werden die kommunalen und industriellen Abwässer verstanden, die in Sammelkanalisationen erfasst sind und in der Regel über Kläranlagen in Oberflächengewässer eingeleitet werden. Das über Misch- bzw. Trennkanalisation in Gewässer eingeleitete Niederschlagswasser – bei Mischkanalisation zusammen mit einem mehr oder weniger großen Ab-

⁷¹² Eigene Berechnungen (Messdaten 1996)

⁷¹³ Siehe Kap. 4.3.3.

wasseranteil – ist ebenfalls als punktförmige Belastung anzusprechen.“ Demgegenüber bezeichnen Behrendt et al. (1999: 49ff.) nur die Einträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern als punktuell. Einträge von Haushalten, die an eine Kanalisation an- oder nicht angeschlossen sind, werden den „versiegelten urbanen Flächen“ zugeordnet.

Im Weiteren wird die Abgrenzung zwischen punktuell und diffus für urbane Einträge nach Decoursey (1985) wie folgt vorgenommen: Als punktueller Eintrag gilt der *niederschlagsunabhängige Eintrag von Schmutzwasser aus Haushalten, Gewerbe und Industrie*. Er kann auch als Schmutzwassereintrag benannt werden. Im Gegensatz dazu werden alle *niederschlagsbedingten Einträge von befestigten Siedlungs- und Verkehrsflächen* als Eintrag von „versiegelten urbanen Flächen“ bezeichnet.

Lediglich bei den Mischkanalisationen, die ab einem bautechnisch festgelegten Abflussvolumen direkt in die Vorfluter „entlasten“, wird von dieser Zuordnung abgewichen. Bei Vorliegen dieses Kanalisationsverfahrens wird die in die Kläranlagen abgeleitete Fracht von versiegelten urbanen Flächen mit den verdünnten Schmutzwasseranteilen der Mischwasserentlastung „gegengerechnet“ und der Abschlag als niederschlagsbedingte Fracht mit gesonderten Konzentrationen angesetzt. In einem erweiterten Ansatz könnten beide Teilpfade gesondert abgebildet werden. In diesem Fall müsste die erhöhte Konzentrationen der Mischwasserentlastung allerdings als Teil des punktuellen Eintrags verstanden werden.

Die diffusen Einträge in die Oberflächengewässer werden nach folgenden Pfaden untergliedert (Werner et al. 1991, Behrendt et al. 1999):

1. atmosphärische Deposition
2. Streuverluste von Waldgebieten
3. diffuse Direkteinträge
 - 3.1 Düngerausbringung
 - 3.2 Direkteintrag aus Weidewirtschaft
 - 3.3 Direkteintrag aus landwirtschaftlichen Betrieben
 - 3.4 Direkteintrag von versiegelten urbanen Flächen (ohne Abwasser aus Streusiedlungen)
4. Landoberflächenabfluss (v.a. Bodenerosion)
5. Nährstoffauswaschung durch Dränwasser, Zwischenabfluss und Grundwasserzustrom

Eine kurze Beschreibung der jeweiligen Quellen und Eintragsprozesse enthalten die anschließenden Darstellungen der pfadspezifischen Berechnungsalgorithmen und Methoden. Mangels Daten können im vorliegenden Modell bisher die Streuverluste von Waldgebieten sowie die Direkteinträge aus Weidewirtschaft und landwirtschaftlichen Betrieben nicht berücksichtigt werden. Oberirdische Einträge aus Waldgebieten (v.a. Streuauswaschung, geringfügiger Bodenabtrag) sind nach Angaben von Hirmer (1984) außerordentlich gering. Der P-Eintrag durch Landoberflächenabfluss aus Waldgebieten wird gerade auch vor dem Hintergrund fehlender Angaben über die Bestockung von Wäldern und Forsten nicht berücksichtigt. Demgegenüber fließen die P-Auswaschungen ins Grundwasser (vgl. z.B. Fiedler et al. 1985) über die Gesamtheit des Zwischen- und

Basisabflusses ein. Für die beiden anderen Pfade konnten weder in der Literatur noch aus dem Gebiet geeignete Referenzuntersuchungen recherchiert werden.

Bei der Auswahl der Algorithmen und Methoden sowohl für die punktuellen als auch die diffusen Einträge stand aus Gründen der angestrebten Implementierung flächenkonkreter Bewirtschaftungsmaßnahmen eine möglichst hohe räumliche Auflösung der Berechnungsergebnisse im Vordergrund. Unabhängig von der Berechnungstopologie werden die Einträge deshalb durchweg auf die Fließgewässerabschnitte bzw. deren Direktinzugsgebiete bezogen. Über diese integrierte Modelltopologie werden zugleich Interdependenzen mit Parametern anderer Gewässerkompartimente operationalisiert.⁷¹⁴

4.2.3.1 Punktueller Eintrag

Hinsichtlich des Eintrags von *Schmutzwasser aus Haushalten, Gewerbe und Industrie* (Bernhart & Bretschneider 1993: 858ff.) werden nachfolgende Wege des Stofftransports unterschieden (vgl. auch Bernhart 1978: 70ff., Behrendt et al. 1999: 49):

A. Private Haushalte

a. Indirekter Eintrag

1. über öffentliche Kanalisation und kommunale Kläranlagen
2. über Sammelgruben, Abfuhr und kommunale Kläranlagen

b. Direkter Eintrag

3. undichte Sammelgruben, Klärgruben oder Kleinkläranlagen

B. Öffentliche Einrichtungen, Gewerbe und Industrie

a. Indirekter Eintrag

4. über öffentliche Kanalisation und kommunale Kläranlagen

b. Direkter Eintrag

5. betriebliche Kläranlagen
6. Kleinkläranlagen

Im Untersuchungsraum kommen nach Angaben des gebietsbezogenen Abwasserbeseitigungsplans Salza (RP Halle 1999) sämtliche der genannten Arten des punktuellen Eintrags vor. Für den Ausgangszustand ist allerdings davon auszugehen, dass dichte Sammelgruben und deren Abfuhr (Ziff. 2) eher die Ausnahmen bei der Entsorgung sind (STAU Halle, mdl. Mitt.). Eine betriebliche Kläranlage kommt nur ein einziges Mal vor. Wesentlichste Eintragsquellen sind damit kommunale Kläranlagen (Ziff. 1) sowie Klärgruben und Kleinkläranlagen (Ziff. 3 und 6).

Private Haushalte

Am Anfang steht die Bestimmung des pro-Kopf-Austrags an Gesamtphosphor für den Untersuchungsraum. Dazu wird im Rahmen der Untersuchung von Frühauf & Schmidt (1999: 75) für eine der größten Kläranlagen im Gebiet (KA Querfurt) aus den Messdaten der Betriebsberichte des Betreibers eine mittlere Zulauffracht berechnet und durch die

⁷¹⁴ Siehe Kap. 3.3.2.3.

Zahl der angeschlossenen Einwohner dividiert. Die ermittelten 1,79 g P/(Ew*d) entsprechen dem von Behrendt et al. (1999: 56) aus neueren Untersuchungen von Schmolli (1998) abgeleiteten pro-Kopf-Austrag von 1,8 g P/(Ew*d) und können insofern für die weitere Bearbeitung als Einwohnerwerte (EW) zugrunde gelegt werden.⁷¹⁵ Die Angabe nach Behrendt et al. (1999: 56) umfasst sowohl menschliche Ausscheidungen (1,28 g), Nahrungsmittelreste (0,19 g), Wasch- und Reinigungsmittel (0,14 g) als auch Wäscheschmutz- und Putzwasser (0,15 g). Eine Übersicht ausgewählter Angaben aus Literatur und Gebietsdaten zu den einwohnerspezifischen Gesamthosphoraus- bzw. -einträgen in Abhängigkeit vom Behandlungsverfahren gibt Tabelle 4-1.

Tabelle 4-1: Einwohnerspezifische Phosphoreinträge in Abhängigkeit von der Abwasserbehandlung nach Literaturangaben, gebietsbezogenen Messdaten und in dieser Arbeit verwendeten Ansätzen (in g P/(Ew*d))

Art der Behandlung	Literaturangaben				Gebietsspezifische Angaben aufgrund von Messdaten			
	ATV-A 131 ATV (1997)	TGL 27885/01	Werner & Wodsack (1994)	Behrendt et al. (1999) ³	Preuss + Partner (1997)	MIDEWA	Frühauf & Schmidt (1999)	vorliegende Arbeit
ohne ¹	2,50	2,00	2,50 ²	1,80			1,79	1,79
KKA städtisch								1,52
KKA ländlich					1,31		1,31	1,31
KKA generell	2,10	1,60	2,13			0,98		
KA mech.	2,13		2,13	1,44			1,25	1,25
KA teilbiol.	1,25		2,00	0,90			1,25	1,25
KA biol. + P-Elim.	0,25		0,25	0,18				0,25

¹ menschliche Ausscheidungen, Nahrungsmittelreste, Wasch- und Reinigungsmittel sowie Wäscheschmutz- und Putzwasser; ² S. 138; Wert entspricht Werner et al. (1991: 781); ³ Verwendung der Reinigungsansätze für KKA und KA analog zu ATV (1997), Werner & Wodsack (1994: 145)

Die Ablauffrachten der an die Kläranlagen angeschlossenen Einwohner (Ziff. 1) werden ebenfalls auf der Grundlage von Messdaten bestimmt. Für die untersuchten Kläranlagen erfolgt ein Eintrag von 1,25 g P/(Ew*d) (Frühauf & Schmidt 1999: 75). Bemerkenswerterweise lässt sich dabei keine Differenzierung des Wirkungsgrads zwischen den mechanischen und (teil)biologischen Behandlungsverfahren feststellen. Dies kann entweder an den vorhandenen Altanlagen oder an der Güte der Messdaten liegen.

Zur Abschätzung der Einträge durch nicht an kommunale Kläranlagen angeschlossene Einwohner wird wie folgt vorgegangen. Die entsprechende Einwohnerzahlen können für jede Gemeinde auf der Basis des Abwasserbeseitigungsplans abgeleitet werden. Insgesamt waren dies 1996 im TEZG Süßer See noch 13.276 Ew (30%), im TEZG Salziger See 21.162 Ew (73 %). Die Einleitung ihres Abwassers erfolgt zumeist direkt in die Oberflächengewässer. Hinsichtlich des Stoffeintrags wird davon ausgegangen, dass für die Mehrzahl der Grundstücke bzw. kleineren Siedlungseinheiten Klärgruben oder Kleinkläranlagen (KKA) existieren (Bernhart 1978, RP Halle 1999).

⁷¹⁵ Genau genommen handelt es sich um Einwohnergleichwerte. Der Anteil gewerblicher P-Einträge dürfte nach Rosenwinkel & Hippen (1998) allerdings sehr gering sein.

Die seit den 1970er Jahren im Teileinzugsgebiet des Süßen Sees geltende Anordnung zur Anlage von (dichten) Sammelgruben wurde zur Einsparung der Abfuhrkosten nur sehr beschränkt umgesetzt (STAU Halle, mdl. Mitt. 2000).⁷¹⁶ Nach den zuvor genannten Kategorien der Einleitung von Schmutzwasser herrscht für die nicht angeschlossenen Einwohner damit eine Entsorgung über Sammelgruben (Ziff. 2) vor.

Für diese Eintragsquelle ist generell von einer sehr geringen P-Elimination auszugehen. Bernhart (1978) gibt eine durchschnittliche P-Einlagerung im Schlamm der Klärgruben und KKA von 15 % an. Der oben genannte einwohnerspezifische P-Austrag reduziert sich danach auf 1,52 g P/(Ew*d). Nachdem der pro-Kopf-Austrag für die Stadt Querfurt bestimmt wurde und für die ländlichen Gemeinden gemessene Austräge von 1,31 g P/(Ew*d) vorliegen (Preuss + Partner, mdl. Mitt. 1997), wird der erstgenannte Wert für die nicht angeschlossenen Einwohner in Städten, der zweite für die ländlichen Einzugsgebiete verwendet.

Die Diskrepanz zwischen städtischem und ländlichem Austrag kann möglicherweise auf Verluste in naturnahen Überleitungsgräben in die Fließgewässer zurückgeführt werden. Soweit im Untersuchungsraum undichte Sammelgruben oder KKA vorhanden sind, kann durch den damit verbundenen Austrag ins Grundwasser eine gewisse Überschätzung des P-Eintrags in die Oberflächengewässer nicht ausgeschlossen werden.

Öffentliche Einrichtungen, Gewerbe und Industrie

Im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen ergeben sich im Hinblick auf den Nährstoff Phosphor nennenswerte Einträge vor allem aus einem Krankenhaus und einer Strafvollzugsanstalt. Die für beide Einrichtungen angegebenen Einwohnergleichwerte (EWG) wurden aufgrund der geringen Vorklärung beider Einleiter (Ziff. 6) analog zu den nicht angeschlossenen ländlichen Einwohnerwerten (EW) gehandhabt. Bei den übrigen EWG der Indirekt- und Direkteinleiter wird nach den brachenspezifischen Emissionspotenzialen von Gleisberg et al. (1991: 795) und Rosenwinkel & Hippen (1998: 44f.) nicht von einem produktionsbedingt erhöhten P-Eintrag ausgegangen.

Lagemäßige Zuordnung der Einträge

Für die Kläranlagenabläufe und die direkten Einleitungen der öffentlichen Einrichtungen erfolgt eine manuelle Zuweisung zu den Gewässerabschnitten des Gesamtmodells. Die direkten Einträge der privaten Haushalte werden anteilig den Siedlungsflächen der Gemeinden zugewiesen und mit den hydrologischen Direkteinzugsgebieten des Gesamtmodells GIS-technisch überlagert. Wegen der Größe der Direkteinzugsgebiete ergibt sich durch diese Vorgehensweise nur bei einigen größeren Siedlungen eine Lage in verschiedenen Direkteinzugsgebieten. Fehlerhafte Zuordnungen der räumlich nicht konkretisierbaren Einwohner ohne Anschluss an öffentliche Kläranlagen dürften deshalb auf diese Siedlungen beschränkt sein. Die abschnittsbezogene Zuordnung der Phosphor-einträge aus Schmutzwasser basiert auf Gleichung 4.1:

⁷¹⁶ Es ist davon auszugehen, dass nach der Abnahme der Sammelgruben durch die Bauverwaltung häufig Möglichkeiten zur teilweisen Versickerung von Abwasser geschaffen wurden.

$$E_{\text{punkt } i} = E_{W_{\text{AnschlKAme/bio}}} * 1,25 \text{ g/d} + E_{W_{\text{AnschlStadt}}} * 1,52 \text{ g/d} + E_{W_{\text{AnschlLand}}} * 1,31 \text{ g/d} + E_{W_{\text{G}_{\text{Anschlöff}}}} * 1,31 \text{ g/d} + E_{W_{\text{G}_{\text{AnschlIndu}}}} \quad (\text{Gl. 4.1})$$

$E_{\text{punkt } i}$:	mittlerer jährlicher punktueller Eintrag in Gewässerabschnitt i
$E_{W_{\text{AnschlKAme/bio}}}$:	an mech./ (teil)biolog. komm. KA angeschlossene Einwohner
$E_{W_{\text{AnschlStadt}}}$:	nicht angeschlossene Einwohner in Städten
$E_{W_{\text{AnschlLand}}}$:	nicht angeschlossene Einwohner in ländlichen Siedlungen
$E_{W_{\text{G}_{\text{Anschlöff}}}}$:	nicht angeschlossene Einwohnergleichwerte öffentlicher Einrichtungen
$E_{W_{\text{G}_{\text{AnschlIndu}}}}$:	nicht angeschlossene Einwohnergleichwerte aus Gewerbe/Industrie

4.2.3.2 Diffuser oberirdischer Eintrag von versiegelten urbanen Flächen

Unter diesem Pfad werden wie erwähnt die Einträge durch niederschlagsbedingten Abfluss von befestigten Siedlungs- und Verkehrsflächen behandelt. Er bezieht sich damit analog zur Berechnung des Landoberflächenabflusses in der unbebauten Landschaft auf den oberirdischen Abfluss und Eintrag von bebauten Flächen. Die den Stoffeintrag bestimmenden Teilprozesse sind Stoffakkumulation, -abtrag und -transport (Grottker 1987: 8). Hauptquellen der Stoffakkumulation sind atmosphärische Deposition⁷¹⁷ sowie Immissionen durch tierische und pflanzliche Abfälle (Exkremete, Laubfall usw.), anthropogene Abfälle, Bodenerosion aus benachbarten Agrar- oder Gartenbauflächen (ebd., Koppe & Stozek 1986, Hieber 1996: 12f.). Wesentliche Einflussfaktoren für den Stoffabtrag sind Niederschlagsmenge und -verteilung, Art und Größe der befestigten Flächen sowie Versiegelungsgrad. Der Transport der abgetragenen Stoffe wird schließlich durch die Verfahren zur Sammlung und ggf. Behandlung des Niederschlagswassers bestimmt (siehe unten).

Berechnung Regenabfluss

Aus dem Bezugsraum stehen für ausgewählte Siedlungen Untersuchungen zu den Stoffeinträgen von versiegelten urbanen Flächen zur Verfügung (Hieber 1996, Schlüter 1996). Diese Erkenntnisse werden ausgewertet und mittels weiterführender Interpretation von Niederschlagsdaten und unter Zuhilfenahme digitaler CIR-Daten nach dem Zeitbeiwertverfahren (ATV 1997) auf das gesamte Einzugsgebiet extrapoliert. Das Zeitbeiwertverfahren ist ein einfaches hydrologisches Modell zur Berechnung des Regenabflusses auf der Grundlage eines vorgegebenen Berechnungsregens. Die dazu verwendete Funktion ist Gleichung 4.2 zu entnehmen.

$$Q_r = N/T * \varphi * \psi * A_e \quad (\text{Gl. 4.2})$$

Q_r :	Regenabfluss
N/T :	Höhe Niederschlag (Jahresmittel)/Regendauer [= Niederschlagsintensität i (vereinf. Jahresmittel) bzw. Regenspende $r/166,7$]
φ :	Zeitbeiwert
ψ :	Abflussbeiwert
A_e :	Fläche Einzugsgebiet

⁷¹⁷ Siehe Kap. 4.2.3.6.

Die einzelnen Faktoren sind wie folgt bestimmt worden: Für die Niederschlagsverhältnisse wird aus Gründen der inhaltlichen Kongruenz mit den Messprogrammen an den Fließgewässern der Jahresniederschlag des hydrologischen Jahres 1997/98 verwendet.⁷¹⁸ Danach liegt die mittlere Regenspende r bei $0,15 \text{ l/(s*ha)}$. Zur Abschätzung der Mischkanalentlastung werden außerdem aus der langjährigen Reihe 1947-1995 (DWD 1995) Niederschlagsereignisklassen gebildet und nach einem kritischen Abfluss gruppiert (siehe unten).

Der Zeitbeiwert ϕ ermöglicht die Berücksichtigung von Abweichungen von der idealisierten Regendauer $T = 15 \text{ min}$ und der Häufigkeit des Regens $n = 1$ (siehe ATV 1997). Für die Ableitung zumindest einer mittleren Regendauer fehlt für den Untersuchungsraum eine geeignete Datengrundlage, weshalb $\phi = 1$ gesetzt werden muss. Demgegenüber steht für die Ermittlung der abflusswirksamen Siedlungsflächen eine digitale Interpretation von CIR-Luftbildern (Maßstab 1 : 10.000) des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) zur Verfügung. Aus diesem Datensatz werden sämtliche Siedlungs- und Verkehrsflächen selektiert. Ausgenommen sind Grünflächen und Siedlungen im Außenbereich, soweit sie interaktiv keinem Oberflächengewässer zugeordnet werden können (siehe unten).

Insgesamt werden auf diese Weise ca. 1.800 Teilflächen erfasst. Für diese Teilflächen können im Weiteren mit Hilfe der ARC/INFO AML's *Codelang* und *VSieg* (Nagel, schr. Mitt. 1999) zunächst der Versiegelungsgrad und anschließend unter Bezug auf Imhoff & Imhoff (1979) die Abflussbeiwerte (Mittel) generiert werden (siehe Tab. 4-2).

Tabelle 4-2: Ableitung der Abflussbeiwerte aus Versiegelungsgraden von CIR-Luftbilddaten

Versiegelungsgrad		Abflussbeiwert	
[CIR-Code]	[%]	Imhoff & Imhoff (1979)	Mittelwert
v	75 – 100	0,60 – 0,80	0,70
s	50 – 75	0,40 – 0,52	0,46
m	25 – 50	0,25 – 0,46	0,36
g	0 – 25	0,05 – 0,35	0,20

Stoffkonzentrationen

Für die Ermittlung der flächenspezifischen P-Einträge in die Gewässer wird Gleichung 4.2 um den Faktor Stoffkonzentration erweitert. Nachdem dieser von den jeweiligen Kanalisationsverfahren abhängig ist, ist eine GIS-technische Überlagerung der gemeindebezogenen Daten des RP Halle mit den oben genannten Teilflächen notwendig. Nach dem Abwasserbeseitigungsplan Salza (RP Halle 1999) existieren im Untersuchungsraum nachfolgende Verfahren zur Ableitung des Niederschlagswassers; Speicher oder Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung sind nicht bekannt (STAU Halle, mdl. Mit. 1999):

- Trennsystem
- Mischsystem

⁷¹⁸ Siehe Kap. 3.1.2.2.

- Regenwassersystem (alt)
- keine Sammlung des Niederschlagswassers

Trennkanalisation

Für die Abschätzung der Abflusskonzentrationen im Trennverfahren (vgl. z.B. Grottker 1987, ATV 1996) wurden von Hieber (1996) in 2 Gemeinden und von Schlüter (1996) für Ortsgebiete einer weiteren Gemeinde des Teileinzugsgebiets des Süßen Sees Messprogramme an Kanälen durchgeführt. Aus den Ergebnissen beider Untersuchungen wird ein Mittelwert gebildet (siehe Tab. 4-3), da Hieber zwar die aufwendigeren Beprobungen durchführte, in der Auswertung der Niederschlagsstatistik und bei der Berechnung der abflusswirksamen Flächen allerdings Ungenauigkeiten enthalten sind. Letztere sind möglicherweise die Ursache für die erheblichen Diskrepanzen zwischen beiden Angaben.

Die sowohl räumlich wie zeitlich stichprobenartigen Ergebnisse werden in Tabelle 4-3 mit Literaturangaben verglichen. Die Untersuchungsergebnisse aus den 1970er Jahren von Lautrich & Pecher (1974) erweisen sich vor allem wegen noch völlig anderer Verhältnisse der Siedlungswasserwirtschaft (u.a. geringere Anschlussgrade für Schmutzwasser, anderes Verbraucherverhalten z.B. bei Kfz-Wäsche, höhere Phosphatgehalte in Reinigungsmitteln) im Vergleich zu den Gebietsdaten als unverhältnismäßig hoch.

Demgegenüber deckt sich der Mittelwert aus den gebietsbezogenen Untersuchungen größenordnungsmäßig mit den Ergebnissen von Paulsen (1984: Anl. 2). Werner & Wodsack (1994: 105) rechnen nach der Auswertung zahlreicher Untersuchungen zur Regenkanalisation mit einem Mittelwert von 0,92 mg/l, was ziemlich genau dem Wert der vorliegenden Untersuchung entspricht.

Tabelle 4-3: Gegenüberstellung verschiedener Literaturangaben und Messwerte aus dem Bezugsraum zur Konzentration von Gesamtphosphor im Niederschlagsabfluss aus Trennkanalisation (Angaben in mg TP/l)

Lautrich & Pecher (1974)	Paulsen (1984)	Klein & Wassmann (1986)	Schlüter (1996)*	Hieber (1996)*	vorliegende Arbeit (Mittel Spalten 4+5)*
1,9	0,53	0,75	0,65	1,12	0,87

* Angaben mit Bezug zu Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

Mischkanalisation

Im Gegensatz zur separaten Entwässerung des Regenabflusses bei der Trennkanalisation erfolgt beim Mischverfahren ab einer kritischen Abflussmenge von Schmutz- und Regenwasser ein direkter Abschlag („Entlastung“) in die Oberflächengewässer (z.B. Meißner 1991, ATV 1996). Wie oben erwähnt soll für die Bemessung des Eintrags von versiegelten urbanen Flächen über die Mischkanalisation nur der Regenüberlauf betrachtet werden. Der Bestimmung des kritischen Abflusses kommt insofern eine wesentliche Bedeutung zu.

Aufgrund fehlender Angaben für den Untersuchungsraum wird von Schlüter (1996: 42) eine Niederschlagsereignishöhe von 5 mm angenommen. Vor dem Hintergrund der von Voigtländer (1991) für die ehemalige DDR angegebenen Bemessungspraxis erscheint dieser Wert jedoch zu niedrig. Unter Verwendung von Gleichung 4.3 mit einem mittleren Faktor $m = 4$ (ebd.: 34f.), einer nach Imhoff (1979) aus dem gebietsspezifisch mittleren Abflussbeiwert von 49,8 abgeschätzten mittleren Einwohnerdichte von 150 Ew/ha und einer Schmutzwassermenge von $100 \text{ l}/(\text{Ew} \cdot \text{d})$ ergibt sich vielmehr eine kritische Ereignishöhe von 15 mm.

Tabelle 4-4: Auswertung der Reihe 1947-1995 (DWD 1995) des Niederschlags (N) nach Ereignisklassen und Teilsummen >15 mm

Ereignis- klassen Niederschlag [mm]	Summe N je Ereignis- klasse [mm]	mittlerer N je Ereignis- klasse [mm/a]	mittlerer N je Ereignis- klasse [%/a]	mittlerer N (Teilsumme) [mm/a]	mittlerer N (Teilsumme) [%/a]	mittlerer N (Teilsumme) 1997/98 [mm/a]
2,5	4497,50	91,79	16,7			
5,0	4963,50	101,3	18,4			
7,5	4223,50	86,19	15,7			
10	3182,50	64,95	11,8			
15	4010,10	81,84	14,9	426,1	77,4	502,0
20	2414,50	49,28	9,0			
25	1406,00	28,69	5,2			
30	990,40	20,21	3,7			
35	475,40	9,70	1,8			
40	231,30	4,72	0,9			
50	303,90	6,20	1,1			
100	167,30	3,41	0,6			
150	107,50	2,19	0,4	124,4	22,6	146,5
26973,40	26973,40	550,48	100	550,48	100,00	648,5

$$Q_{\text{krit}} = (1 + m) \cdot Q_{\text{s}} \quad (\text{Gl. 4.3})$$

Q_{krit} : kritischer Mischwasserabfluss⁷¹⁹

m : Faktor (Wertebereich 3-7; i.d.R. $m = 4$)

Q_{s} : Abfluss Schmutzwasser

Nach Auswertung der Niederschlagsereignisse der Reihe 1947-95 (DWD 1995) im Hinblick auf diese kritische Ereignishöhe werden ca. 23 % des Mischwassers direkt in die Vorflut abgeleitet (siehe Tab. 4-4). Im Vergleich zu der von Pecher (1991: 49) für die alten Bundesländer angegebenen Spanne zwischen 7 - 17 % liegt dieser Wert um einiges höher.

Dieser Abflussanteil wird bezogen auf den Jahresniederschlag des zugrunde liegenden hydrologischen Jahres 1997/98⁷²⁰ mit den Stoffkonzentrationen verrechnet. Da von

⁷¹⁹ (Ab diesem Abfluss erfolgt ein Abschlag in die Vorflut)

Schlüter (1996) nur die Mischkanalisation selbst, nicht aber deren Überlauf untersucht werden kann, ist dahingehend eine Abschätzung der P-Gehalte erforderlich. Hierzu wird für die vorhandenen Beprobungen eine rechnerische Verdünnung mit den für die Trennkanalisation ermittelten Regenwasserabflusskonzentration durchgeführt. Die berechnete mittlere Konzentration liegt mit 1,57 mg/l im unteren Spektrum der Literaturwerte (siehe Tab. 4-5).

Tabelle 4-5: Gegenüberstellung verschiedener Literaturangaben und extrapolierte Messwerte aus dem Bezugsraum zur Konzentration von Gesamtphosphor im Regenüberlauf (TP; in mg/l)

Borchardt (1992) ¹	Brombach & Michelbach (1998) ²	Behrendt et al. (1999)	vorliegende Arbeit ³
1,1-7,4	2,0	1,88	1,57

¹ Schwankungsbreite von Messwerten nach verschiedenen Literaturangaben

² unter expliziter Angabe eines Ausbaugrades von < 10 %

³ Abschätzung nach Schlüter (1996: Anlage 7.6.3)

Bei den nach dem dargestellten Verfahren ermittelten Einträgen über den Regenüberlauf von Mischwasserkanälen handelt es sich sicherlich um eine grobe regionale Abschätzung. Bei einer Weiterentwicklung des Modells sollte deshalb geprüft werden, inwieweit sich detailliertere Verfahren, z.B. nach dem ATV-Arbeitsblatt A 128 (ATV 1992), zunächst kleinräumig konzipieren und anschließend für die Mesoskala generalisieren lassen. Für eine eigenständige deterministische Modellierung der urbanen Einträge steht seit kurzem das Modell ArcEGMO-URBAN zur Verfügung (Biegel 2005, et al. 2005).

Sonstige

Die im Einzugsgebiet vorkommenden alten Regenwasserkanalisationen sind vielfach an die privaten Klärgruben angeschlossen (RP Halle 1999: 19). Sie werden deshalb wie die Regenüberläufe der Mischkanalisation behandelt. Für versiegelte urbane Gebiete, die an keine Kanalisation angeschlossen sind und sich einem Fließgewässer zuordnen lassen, wird für die Konzentration des Regenabflusses⁷²¹ nach Rücksprache mit dem STAU Halle (Saale) ein Transmissionskoeffizient von 0,75 verwendet. Mit dieser Schätzgröße soll der Tatsache Rechnung getragen werden, dass die nicht kanalisierten Austräge voraussichtlich einem höheren Gebietsrückhalt unterliegen.

Eintragsberechnung für Gewässerabschnitte

Die Zuweisung der eintragungswirksamen versiegelten Flächen zur Fließgewässertopologie des Gesamtmodells wird mittels GIS-technischer Überlagerung mit den Direkteinzugsgebieten aus der hydrologischen Modellierung vorgenommen. Dabei liegt die Annahme

⁷²⁰ (rechte Spalte der Tabelle)

⁷²¹ (siehe Trennkanalisation)

zugrunde, dass die Niederschlagsentwässerung durchwegs dem im DGM abgebildeten Geländeerelief folgt. Für die betrachteten Siedlungs- und Verkehrsflächen kann anschließend unter Verwendung der oben genannten Faktoren der Eintrag nach Gleichung 4.4 berechnet werden.

$$E_{\text{versieg } i} = \Sigma (N/T_{\text{Kanal}} * \varphi * \psi * A_e * C_{\text{Kanal}})_{\text{Tf } i} \quad (\text{Gl. 4.4})$$

$E_{\text{versieg } i}$:	mittlerer jährlicher Eintrag von versiegelten urbanen Flächen in Gewässerabschnitt i
$\Sigma_{\text{Tf } i}$:	Summe aller Teilflächen im Direktinzugsgebiet des Gewässerabschnitts i
N/T_{Kanal} :	Höhe Niederschlag (Jahresmittel)/Regendauer in Abhängigkeit vom Kanalisationsverfahren
φ :	Zeitbeiwert (hier vereinfachend = 1)
ψ :	Abflussbeiwert (siehe Tab. 4-2)
A_e :	Einzugsgebiet Teilfläche
C_{Kanal} :	Stoffkonzentration des Abflusses in Abhängigkeit vom Kanalisationsverfahren

4.2.3.3 Diffuser oberirdischer Eintrag durch Landoberflächenabfluss

Hintergrund

Der P-Eintrag in die Oberflächengewässer durch oberirdischen Abfluss aus der unbebauten Landschaft (Landoberflächenabfluss; engl. runoff) wird vor allem durch die Bodenverhältnisse, Geomorphologie, Niederschlagsmenge, -intensität und -konzentration sowie die Art der Bodenbedeckung bestimmt (z.B. Bernhart 1978: 33f., Scheffer & Schachtschabel 1998: 311). Er stellt im Bundesdurchschnitt und speziell in agrarisch geprägten Einzugsgebieten der bedeutendste diffuse Eintragspfad für Phosphor dar (Werner et al. 1991: 711, Behrendt et al. 1999: 240). Dies gilt vor allem auch dann, wenn – wie im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen – auf Standorten mit hohen Erosionspotenzialen intensive ackerbauliche Nutzung betrieben wird.⁷²²

In Böden liegen nach Scheffer & Schachtschabel (1998: 261ff.) folgende P-Formen vor:

- schwerlösliche anorganische Phosphate (Verbindungen mit den Kationen Ca^{2+} , Al^{3+} und Fe^{3+})
- sorbierte anorganische Phosphate (Oberflächenkomplexe mit funktionellen Gruppen von Bodenbestandteilen)
- gelöste anorganische Phosphate (freie Anionen, $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$, org. P-Formen)
- organisch gebundener Phosphor (in tierischer und pflanzlicher Biomasse)

Bei den anorganischen Phosphaten handelt es sich um protonisierte Anionen des Ortho-Phosphats (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^+ , PO_4^{3-}), bei den organischen um Phytate, Nukleotid-Phosphate und Phospholipide. Der Anteil des organischen Phosphors schwankt zwi-

⁷²² Siehe Kap. 3.2.3.

schen 25 – 65 % (ebd.: 266). Als durchschnittliche P-Gehalte von Böden werden bei Scheffer & Schachtschabel (1998: 261) für nicht zu tonarme Böden der Gemäßigten Breiten 0,02 – 0,08 % angegeben. Vergleichbare Gehalte zwischen 0,01 bis 0,1 % wurden auch von Mansfeld et al. (1998) ermittelt. Durch Düngung oder Akkumulation aus anthropogen verstärkter Erosion können sich darüber hinaus erheblich höhere P-Gehalte ergeben (Bernhart 1978: 41, Werner et al. 1991: 704, Rode 1995: 79).

Die standortspezifischen Lösungs- (schwerlös. anorg. P.) bzw. Sorptionsgleichgewichte (sorbierter P.) bestimmen das Verhältnis von stabil gebundenen und gelösten Phosphaten. Organisch gebundener Phosphor ist erst nach Abbau der organischen Substanz verfügbar. Die Konzentrationen an gelöstem Phosphor erreichen in der Bodenlösung zumeist nur 0,1 % des Gesamt-P (Scheffer & Schachtschabel 1998: 261).

Entsprechend diesen unterschiedlichen Bindungsformen und ihrer Mengenanteile am P-Gehalt der Böden sind auch die für den Eintrag in die Gewässer maßgeblichen Prozesse und deren Bedeutung zu differenzieren. Dabei handelt es sich beim *partikulär gebundenen Phosphor (PP)* aufgrund seiner Anlagerung an Bodenpartikel um einen überwiegend *wassererosiven Abtrag, Transport und Eintrag* (Werner et al. 1991: 699). Diese gerade in ackerbaulich geprägten Gebieten mengenmäßig dominierende Form des diffusen P-Eintrags (z.B. Auerswald 1989b, Werner et al. 1991, Deumlich & Frielinghaus 1994: 63, 66ff., Behrendt et al. 1999: 240) ist zwar immissionsseitig nicht unmittelbar biologisch verfügbar, spielt als P-Quelle für Oberflächengewässer und insbesondere auch für Standgewässer dennoch eine wichtige Rolle (z.B. Gunkel 1996: 77f.).

Von quantitativ untergeordneter Bedeutung in Agrargebieten mit geringem Grünlandanteil ist daneben der Eintrag des *gelösten anorganischen Phosphors (SRP)* in Form von *Abschwemmung* (Werner et al. 1991: 707, Behrendt et al. 1999: 78). Wegen der schnellen Aufnahmemöglichkeit durch die aquatischen Primärproduzenten leistet dieser Prozess jedoch einen erheblichen unmittelbaren Beitrag zur Gewässerbelastung.⁷²³

Zur Abbildung beider Prozesse werden in der nordamerikanischen Literatur zahlreiche Stofftransportmodelle beschrieben.⁷²⁴ Sie haben entweder den Bodenabtrag zum Gegenstand, weshalb dann der P-Transport über die Sedimente abgeleitet werden muss, oder können ereignisbezogen den P-Flux direkt berechnen. Auf mitteleuropäische Verhältnisse angepasst wurde zunächst die empirisch-statistische USLE (Wischmeier & Smith 1978) als Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG; Schwertmann et al. 1987), in den vergangenen Jahren zusätzlich das kombinierte empirisch-physikalische Wasser- und Stofftransportmodell AGNPS von Young et al. (1989) durch Rode et al. (1995), Isringhausen et al. (1999), Schmidt et al. (1999), das Model SWAT bzw. ESWAT (van Griensven & Bauwens 2001) sowie andere (vgl. z.B. Märker 2001: 24f.).

In Europa sind zudem eine Reihe weiterer Modelle zur Berechnung des Bodenabtrags, wie zum Beispiel EROSION 2D/3D (Schmidt 1998, von Werner 1995), LISEM (De Roo et al. 1995), und – parallel zu dieser Arbeit – zum Nährstofftransport, wie zum Beispiel MOBINEG (F&N Umweltconsult 2001), STOFFBILANZ (Gebel 2000), MODIFFUS (Prauhn & Mohn 2003), MONERIS (Behrendt et al. 1999),⁷²⁵ entstanden.

⁷²³ Siehe Kap. 4.1.1.

⁷²⁴ Siehe Kap. 4.1.2.

⁷²⁵ Siehe Kap. 4.2.5.

Die genannten empirisch-statistischen und empirisch-physikalischen Ansätze unterscheiden sich vor allem darin, dass mit der ABAG nur der Bodenabtrag für Parzellen und zwar bezogen auf ein langjähriges Mittel berechnet werden kann. Ihre Verwendung für die Abbildung des P-Eintrags in Oberflächengewässer erfordert Modellerweiterungen hinsichtlich der Bodenverlagerungen außerhalb der Parzellen bis zum Eintrag in die Gewässer sowie eine Abschätzung des dabei transportierten (partikulär gebundenen) Phosphors. Zu ersterem wurden zumindest im Hinblick auf die Bodenverlagerung benachbarter Parzellen einige Modelle für verschiedene Skalen mit unterschiedlicher Genauigkeit bei der Abbildung der Transportprozesse entwickelt (Kagerer & Auerswald 1997).

Für den Zusammenhang zwischen Sedimentfracht und Bodenabtrag leitete Auerswald (1989a, 1992) nach Auswertung zahlreicher bayerischer Flusseinzugsgebiete die Sediment Delivery Ratio (SDR) ab (siehe unten). Ansätze zur Berechnung des Bodenübertritts in die Gewässer auf der Grundlage der ABAG stehen bisher allerdings nicht zur Verfügung (Auerswald, mdl. Mitt. 2000). Zur Abschätzung des mit dem Boden transportierten Phosphors existiert ebenfalls von Auerswald (1989a,b) eine Regressionsbeziehung für die Nährstoffanreicherung (Enrichment Ratio (ER)).

Da sich der Ansatz nach der ABAG auf den partikulär gebundenen Phosphor beschränkt, ist zur Ermittlung der Abschwemmung von gelöstem anorganischem Phosphor eine ergänzende Berechnung dieses Teilpfads notwendig. Dazu werden in der Literatur verschiedene Verfahren angewandt. Deumlich & Frielinghaus (1994: 66) schätzen die Abschwemmung unter Annahme genereller Stoffkonzentrationen und Abflussmengen über die landwirtschaftliche Fläche in Einzugsgebieten und deren mittlere Hangneigung ab. Der Studie von Behrendt et al. (1999: 78ff.) liegt eine GIS-gestützte Abschätzung des Oberflächenabflusses mittels regional differenzierter Regressionsfunktionen und eine anschließende Multiplikation mit nutzungsspezifischen, gelösten Nährstoffkonzentrationen zugrunde. Gelöster und partikulärer Eintrag sind nach ihrer getrennten Untersuchung abschließend einzugsgebietsbezogen zu validieren.

Im Gegensatz zu dieser schrittweisen und über den Bodenabtrag hergeleiteten Vorgehensweise ermöglichen die empirisch-physikalischen Ansätze, wie das HochwassermodeLL AGNPS, eine unmittelbare Beschreibung des partikulären und gelösten P-Transports (Rode 1995: 56, Isringhausen et al. 1999: 26). Die physikalische Prozessbeschreibung von AGNPS ist auf größere Abflussereignisse in weitgehend agrarisch genutzten Landschaften ($A_{EZG} < 200 \text{ km}^2$) ausgerichtet. Das Modell lässt sich deshalb nur in dementsprechenden Einzugsgebieten oder bei anderweitiger Separierbarkeit der landwirtschaftlichen Frachtbeiträge validieren. Durch den Bezug auf einzelne Abflussereignisse können die Ergebnisse nur bedingt als Jahresstoffbilanzen interpretiert werden. Und schließlich sind aufgrund der verwendeten Prozessparameter die Anforderungen an die Eingangsdaten erheblich, was insbesondere regionale Betrachtungen erschwert.

Bei den maßgeblichen Nährstoffbilanzansätzen in Deutschland von Hamm (1991), Werner & Wodsack (1994) und Behrendt et al. (1999) wurden bisher jeweils die ABAG sowie die Funktionen nach Auerswald verwendet. Lediglich Behrendt et al. (1999: 85) entwickelten alternativ zur SDR ein GIS-gestütztes flächenbezogenes Sedimenteintragsverhältnis (Sediment Area Ratio (SAR)), in dem vor allem die Hangneigung und Ackerfläche mit einbezogen werden. Die Nährstoffanreicherung wird wiederum nach Auerswald (1989a) berechnet.

Für die vorliegende Fragestellung sind allerdings sowohl die ABAG mit Nährstoffregressionen als auch das Modell AGNPS durch den Nachteil gekennzeichnet, dass sich deren Ergebnisse auf ganze Einzugsgebiete beziehen. So wird bei der SDR die vom Stofftransport im Einzugsgebiet zu differenzierende Retention in den Gewässern nicht als eigene Größe einbezogen. Auch das Modell AGNPS wird an einem Auslasspegel validiert, ohne dass die Prozesse in den Gewässern durch gewässerökologisch adäquate Umsatz- oder Rückhaltealgorithmen für die Nährstoffe betrachtet werden können (Rode 1995: 68). Eine Bestimmung des gewässerabschnittsbezogenen Nährstoffeintrags bzw. -übertritts mit dem Ziel, die Prozesse in den Gewässern zu separieren, ist damit bisher nicht ohne weiteres möglich. Diesem Gesichtspunkt kommt aber gerade für die vorliegende Aufgabenstellung als Wirkungsgrad von künftigen Bewirtschaftungsmaßnahmen ein entscheidender Stellenwert zu.⁷²⁶

Vorgehensweise

Zur Abschätzung des P-Eintrags aus Landoberflächenabfluss wird aus den genannten Gründen und wegen der umsetzungs- und damit räumlich hoch auflösenden Zielstellung der Gesamtmethode in der vorliegenden Arbeit ein eigenes Verfahren entwickelt. Es basiert hinsichtlich des partikulären Eintrags auf einer modifizierten Anwendung der empirischen Ansätze der ABAG und den Regressionsbeziehungen zwischen Sedimentfracht, Bodenabtrag und P-Eintrag nach Auerswald (1989a/b, 1992). Diese werden jedoch in anderer Weise eingesetzt und mit Messdaten aus dem Einzugsgebiet überprüft. Zur Abschätzung des gelösten P-Eintrags wird der flächendifferenzierte Runoff aus dem Wasserbilanzmodell mit gemessenen bzw. aus der Literatur entnommenen P-Konzentrationen verrechnet. Aus beiden Teilpfaden kann schließlich der Gesamteintrag aus Landoberflächenabfluss für jeden Gewässerabschnitt bestimmt werden. Das Verfahren wird im Folgenden nach seinen Teilschritten erläutert.

Die differenzierte Herangehensweise trägt der Tatsache Rechnung, dass im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen aufgrund der klimatischen, orographischen, bodenkundlichen und nutzungsbedingten Verhältnisse eine erhebliche Bedeutung dieses Eintragspfades zu erwarten ist (Schmidt & Zierdt 1996)⁷²⁷. Von maßgeblichem Einfluss dürften vor allem auch die im Vergleich zur Niederschlagsarmut des Gebiets in den Sommermonaten häufig auftretenden, erosionswirksamen Starkniederschlagsereignisse auf mäßig bis stark geneigten, ackerbaulich genutzten Lössstandorten sein (Thomas 1980, Löwa 1997).

Ermittlung eintragswirksamer Flächen und deren relative Eintragspotenziale für partikulär gebundenen Phosphor

Ausmaß und räumliche Verteilung der erosiven Eintragsprozesse wurden – im Zuge eines Pre-Processings – mit Hilfe einer hinsichtlich des Zuflusses in die Oberflächengewässer modifizierten, GIS-basierten ABAG-Modellierung durch Pagenkopf (1998, 1999)

⁷²⁶ Siehe Kap. 4.2.1.

⁷²⁷ Siehe auch Kap. 3.2.

ermittelt.⁷²⁸ Die ABAG erscheint deshalb geeignet, da im Hinblick auf den langfristigen Stoffeintrag in die Mansfelder Seen mittlere Jahresfrachten im Vordergrund stehen. Vorübergehende Spitzenbelastungen in einzelnen Fließgewässerabschnitten können damit nicht betrachtet werden. Für die ABAG spricht außerdem, dass sie sich auf relativ einfach erfassbare Parameter stützt (vgl. Schwertmann et al. 1987), was speziell der regionalen Betrachtung entgegenkommt.

Als Voraussetzung für die Anwendung der ABAG wurde die Gebietsgliederung nach LAWA (1993) durch Pagenkopf (1998: 5) weiter verfeinert. Dazu erfolgte eine Zuordnung der landwirtschaftlichen Flächen (Acker-, Obstbau) zu den Gewässerabschnitten (links, rechts oder Zwickel) sowie die Abgrenzung von „Modell-Schlägen“⁷²⁹. Beide Arbeitsschritte basieren auf der GIS-gestützten Analyse eines hoch auflösenden DGM mit ergänzenden interaktiven Festlegungen. Es entstanden i.S. der ABAG homogene Teilflächen (Gesamtzahl: 1856) innerhalb der Direkteinzugsgebiete der Gewässerabschnitte des Bewirtschaftungsmodells. Für diese „Modell-Schläge“ wurde unter Verwendung der Daten der Tabelle 4-6 die Abtragsberechnung entsprechend Gleichung 4.5 (vgl. Schwertmann et al. 1987: 9) durchgeführt (Pagenkopf 1998, 1999):

$$BA = R * K * LS * C * P \quad (\text{Gl. 4.5})$$

BA:	langjähriger, mittlerer jährlicher Bodenabtrag im Einzugsgebiet des Gewässerabschnitts i
R:	Regen- und Oberflächenabflussfaktor
K:	Bodenerodierbarkeitsfaktor
LS:	Topographiefaktor ⁷³⁰
C:	Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor
P:	Erosionsschutzfaktor

Die Berechnung des (relativen) Bodeneintrags in die Gewässer erfolgte anschließend durch Summation des Abtrags der an die Gewässerabschnitte links, rechts oder im Quellbereich (Zwickel) angrenzenden „Schläge“ mit den Austrägen oberliegender, durch Transportalgorithmen verbundenen Teilflächen (siehe Gl. 4.6). Da eine detaillierte Transportmodellierung bei diesem regionalen Ansatz nicht möglich war, wurden zur Einbeziehung von Relief, Gelände- und Nutzungsstrukturen⁷³¹ verschiedene Transmissionsbedingungen⁷³² eingeführt (vgl. Pagenkopf 1998: 9ff.).⁷³³ Beispielsweise wurde bei

⁷²⁸ Die in enger Abstimmung mit der vorliegenden Arbeit durch Pagenkopf entwickelte und angewandte Methode wird hier als externer Beitrag mit dargestellt, da ansonsten die Nachvollziehbarkeit der weiteren Vorgehensweise erheblich erschwert wäre.

⁷²⁹ Die „Modell-Schläge“ ergeben sich neben den Überlagerungen der Bodenformen (K-Faktoren) und der landwirtschaftlichen Nutzung (C-Faktor) insbesondere aus dem Topographiefaktor LS. Im Rahmen verschiedener Stufen der Reliefanalyse wird der LS-Faktor durch (1.) Ermittlung der mittleren Fließrichtung des Oberflächenabflusses für den „Schlag“ und (2.) Ermittlung der mittleren Länge des „Schlags“ als Höhe eines Modellrechtecks, das sowohl die gleiche Fläche als auch Breite senkrecht zur Fließrichtung hat wie der analysierte „Schlag“ (Pagenkopf 1998, 9).

⁷³⁰ Zusammenfassung des Hanglängenfaktors L und des Hangneigungsfaktors S gemäß Gleichung $LS = ((L/22)^m) * (S/9)^{1,5}$ (Schwertmann et al. 1987).

⁷³¹ (einschließlich der Gewässerstrukturgüte in Form des Hauptparameters Gewässerumfeld)

⁷³² Pagenkopf spricht dahingehend von „Reduktionsmodellen“.

Unterschreitung von Mindesthangneigungen und Überschreitung von definierten Transportlängen eine Akkumulation im Direkteinzugsgebiet zu Lasten des letztendlichen Eintrags angenommen. Ähnliches gilt für abflussrelevante Gelände- und Nutzungsstrukturen, bei denen in Abhängigkeit von ihrer Ausprägung bis zu vollständige Stoffrückhalte veranschlagt wurden. Die hierfür notwendigen Gebietsdaten sind der Gewässerstruktur- und -gütekartierung entnommen worden (vgl. Mücke et al. 1998).

Tabelle 4-6: Datengrundlagen für Generierung der Modelltopologie und Ableitung der ABAG-Faktoren

Art der Daten	Maßstab	Quelle
▪ Digitales Höhenmodell	1 : 10.000	Höhenpunktraster des Landesvermessungsamtes Sachsen-Anhalt (dx = 10m; dz >= 0.1 m)
▪ Gewässernetz und Direkteinzugsgebiete der Gewässerabschnitte	1 : 10.000	Hydrologische Grundlagenuntersuchung Salza (Pfützner et al. 1996)
▪ Bodennutzung/Raumstrukturen	1 : 10.000	Interpretierte CIR-Luftbilder des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
▪ Bodenbedeckung und -bearbeitung	1 : 10.000	Fachbeitrag LUFA Sachsen-Anhalt
▪ Bodenart	1 : 25.000	Digitale Bodenkarte des Geologischen Landesamtes Sachsen-Anhalt
▪ Niederschlag	regionaler Mittelwert	Amtliches meteorologisches Gutachten Deutscher Wetterdienst (DWD 1995)

Im Hinblick auf künftige Maßnahmen werden die berechneten Einträge als überwiegend „flächenhaft“ oder „gesammelt“ unterschieden. Als *flächenhaft* wird derjenige Eintrag bezeichnet, der ohne modelltechnisch beschreibbare Kumulation lateral oder über mehrere Stellen in die Gewässer übertritt (vgl. hierzu auch Bach et al. 1997: 84). Von *gesammeltem* Austrag wird ausgegangen, wenn sich aus der Reliefanalyse Tiefenlinien ergeben, die aufgrund der oberliegenden Einzugsgebiete und ihrem Längsprofil episodisch einen kumulativen Oberflächenabfluss in die Gewässer aufweisen (vgl. hierzu auch Istringhausen et al. 1999: 27). Für diese so genannten „Trockentäler“ wird von einem punkthaften Übertritt an den Gewässeruferräumen ausgegangen.

$$BE_{rel\ Tfl\ j\ links/rechts/Zwickel} = \frac{\sum (R * K * LS * C * P * T_n)_{flächig} + \sum (R * K * LS * C * P * T_n)_{gesamm}}{\dots} \quad (Gl. 4.6)$$

- BE_{rel Tfl j links/rechts/Zwickel}: relativer, mittlerer jährlicher Bodeneintrag über Teilfläche j links, rechts oder im Zwickel eines Gewässerabschnitts i
- Σ ()_{flächig}: Summe aus oberliegenden Teilflächen mit flächigem Eintrag
- Σ ()_{gesammelter}: Summe aus oberliegenden Teilflächen mit gesammeltem Eintrag
- T_n: definierte Bedingungen für die Transmission des Austrags in benachbarte Teilfläche

⁷³³ Für die Gebietsgliederung und die Berechnungen nach ABAG wurde das Toolset „EZG-ABAG“ auf der Basis von ArcView mit SpatialAnalyst (ESRI) zusammengestellt und eingesetzt.

Im Ergebnis kann für jede Teilfläche und jedes Direkteinzugsgebiet der geschätzte Bodeneintrag aus erosivem Landoberflächenabfluss angegeben werden. Nachdem von vornherein eine Validierung dieser Schätzungen im Zuge der Aufstellung des Bewirtschaftungsplans ausgeschlossen war, wird dieser Eintrag nicht absolut, sondern als Anteil der einzelnen Flächen am hypothetischen Gesamteintrag eines Einzugsgebiets als relativer Eintrag aufgefasst. Unvermeidbare Ungenauigkeiten der Methode können durch diese vergleichende Betrachtung relativiert werden.

Ermittlung des einzugsgebietsbezogenen partikulären P-Eintrags

Auf der Basis der Ermittlung des flächenkonkreten relativen Bodeneintrags durch Pagenkopf (1998, 1999) findet im Stofftransport-Bilanzmodell eine Abschätzung des gesamten, absoluten P-Eintrags für die Haupteinzugsgebiete statt. Dazu werden zuerst durch Umstellung der Gleichung des Sedimenteintragsverhältnisses (SDR) nach Auerwald (1992: 1053; siehe Gl. 4.7) aus der Sedimentfracht die Summen der einzugsgebietsbezogenen Bodenabträge berechnet (siehe Gl. 4.8). Als Eingangsdaten standen hierfür u.a. hoch auflösend gemessene Schwebstofffrachten zur Verfügung.⁷³⁴ Inwieweit durch die hohe Frequenz und damit hohe Validität der Beprobung ggf. eine Modifikation der Regression erforderlich wäre, konnte innerhalb des Untersuchungsprogramms nicht näher betrachtet werden.

$$SED = 700 + 8,5 * W * BA^{0,5} \quad (Gl. 4.7)$$

SED: mittlere jährliche Sedimentfracht einer Bilanzmessstelle
 W: Wirtschaftsfläche im Einzugsgebiet einer Bilanzmessstelle
 BA: mittlerer jährlicher Bodenabtrag

$$BA = ((SED - 700) / (8,5 * W))^2 \quad (Gl. 4.8)$$

Nach Umrechnung der Bezugsfläche von Wirtschaftsfläche auf abtragswirksames Ackerland ergibt sich für das EZG Querne-Weida aus 723 kg AfS/a Routinemessfracht und 643 kg AfS/a Ereignisfracht (Frühauß & Schmidt 1998b: Anlage) ein mittlerer Bodenabtrag von 0,30 t/(ha*a). Diese Größenordnung deckt sich größenordnungsmäßig mit dem von Frühauß & Schmidt (1999: 64) auf dem Messfeld „Weidenbach“⁷³⁵ gemessenen mittleren Bodenabtrag von 0,37 t/(ha*a) und bestätigt damit die Anwendbarkeit der Gleichungen 4.7 - 4.8.

Der Bodenabtrag auf den landwirtschaftlichen Flächen unterscheidet sich von der in die Gewässer eingetragenen Bodenmenge durch einzugsgebietspezifische Transmissi-

⁷³⁴ Siehe Kap. 4.3.2.

⁷³⁵ Die von Schmidt (1999: 12, 65f.) für den Zeitraum 04.98-05.99 kontinuierlich nach partikulären und gelösten P-Austrägen beprobten Messfelder „Weidenbach“ können für die Gebietsverhältnisse als in etwa repräsentativ gelten. Mit ca. 8° Neigung liegen sie im Mittel des erosionsrelevanten Hangneigungsspektrums von 0,5 bis 13° der Querfurter Platte (LÖWA 1997: 69). Allerdings handelt es sich in Anbetracht der Niederschlagsverhältnisse im Bezugszeitraum nicht um langfristig interpretierbare Ergebnisse.

onsverluste t .⁷³⁶ Um diesen Aspekt berücksichtigen zu können, werden aus den im Rahmen der Abtragsmodellierung bestimmten relativen Bodenabträgen und relativen Übertritten in die Gewässer dimensionslose Koeffizienten bestimmt (siehe Gl. 4.9). Die Werte für t liegen im Untersuchungsgebiet für die Haupteinzugsgebiete zwischen 0,8 und 0,87.

$$BE = BA * t \quad (\text{Gl. 4.9})$$

BE: mittlerer jährlicher Bodeneintrag in die Gewässer
t: einzugsgebietsbezogener Transmissionskoeffizient

Über den Bodeneintrag wird anschließend der P-Eintrag abgeschätzt. Hierbei spielen neben den unterschiedlichen P-Gehalten in den Böden Anreicherungsfaktoren durch die wassergebundenen Verlagerungsprozesse eine Rolle (Auerswald 1989: 662, Scheffer & Schachtschabel 1998: 261). Um diese Anreicherung näherungsweise zu bestimmen, wurde von Schmidt & Kussmann (2001) eine Beprobung der P-Gehalte im Oberboden auf dem oben erwähnten Messfeld „Weidenbach“ und des unterliegenden Kolluviums im Übertrittsbereich zum Weidenbach durchgeführt. Aus mittleren Gehalten von 630 (mg TP/kg TS) im Austragsbereich des Messfeldes und 899 (mg TP/kg TS) im Kolluvium ergibt sich ein mittlerer Anreicherungsfaktor von 1,43.

Dieses Ergebnis stimmt in etwa mit den Untersuchungen von Auerswald (1989: 661f.) überein. Für 97 Erosionslandschaften Deutschlands werden von ihm P-Gehalte im Oberboden der Austragsbereiche von 625 – 765 (mg TP/kg TS) angegeben. Die anhand der Enrichment Ratio (siehe Gl. 4.10) ermittelten Faktoren liegen zwischen 1,3 – 2,3 und im Mittel bei 1,7. Eine Anwendung der Gleichung auf die Haupteinzugsgebiete im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen würde demgegenüber aufgrund der relativ geringen durchschnittlichen Bodenabträge keine sinnvollen Resultate liefern. Die ermittelten Faktoren würden Werte > 3 erreichen.

$$ER = 2,53 * BA^{-0,21} \quad (\text{Gl. 4.10})$$

ER: Enrichment Ratio (ER)

Für die Bestimmung der erosiven Einträge im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen wäre ein umfassenderes Untersuchungsprogramm wünschenswert gewesen. In Anbetracht der guten Übereinstimmung mit den Angaben aus der Literatur erscheint die weitere Verwendung der Ansätze des Stofftransport-Bilanzmodells im Sinne von Abschätzungen zulässig. Hierbei kann aufgrund des mesoskaligen Maßstabs nicht auf die durch unterschiedliche Bodengehalte und Standortverhältnisse bedingten standortspezifischen Anreicherungsfaktoren und P-Übertritte mit dem Bodeneintrag eingegangen werden. Stattdessen werden die Summen des P-Eintrags in die Gewässer vereinfachend für jedes Haupteinzugsgebiet nach Gleichung 4.11 berechnet.

⁷³⁶ Vgl. dazu die vorhergehenden Darstellungen zur einzugsgebietsbezogenen Anwendung der ABAG.

$$E_{\text{land PP}} = BE * C_{\text{Boden PP}} * ER_{\text{mess}} * A_{\text{acker}} \quad (\text{Gl. 4.11})$$

$E_{\text{land PP}}$:	mittlerer jährlicher Eintrag an partikulär gebundenem Phosphor aus Landoberflächenabfluss im Einzugsgebiet einer Bilanzmessstelle
$C_{\text{Boden PP}}$:	mittlere Konzentration von partikulär gebundenem Phosphor im Oberboden
ER_{mess} :	Anreicherungsfaktor (gemessen)
A_{acker} :	Ackerfläche im Einzugsgebiet einer Bilanzmessstelle

Ermittlung des direkteinzugsgebietsbezogenen partikulären P-Eintrags

Im letzten Teilschritt zur Abschätzung des partikulär gebundenen P-Eintrags werden die nach Gleichung 4.11 ermittelten absoluten einzugsgebietsbezogenen Summen des Bodeneintrags den Direkteinzugsgebieten der Fließgewässerabschnitte zugewiesen. Die direkteinzugsgebietsbezogenen relativen Bodeneinträge basieren dabei auf der Berechnung nach Gleichung 4.12.

$$E_{\text{land PP } i} = E_{\text{land PP}} / 100 * (BE_{\text{rel Tfl links } j} + BE_{\text{rel Tfl rechts } k} + BE_{\text{rel Tfl Zwickel } l}) \quad (\text{Gl. 4.12})$$

$E_{\text{land PP } i}$:	mittlerer jährlicher Eintrag an partikulär gebundenen Phosphor aus Landoberflächenabfluss in Gewässerabschnitt i
$BE_{\text{rel Tfl links } j}$:	relativer, mittlerer jährlicher Bodeneintrag aus Teilfläche links j („rechts“ u. „Zwickel“ analog) des Gewässerabschnitts i

Ermittlung des direkteinzugsgebietsbezogenen gelösten P-Eintrags

Die in den großen Nährstoffstudien (Hamm 1991: 707 ff., Werner & Wodsack 1994: 66 ff., Behrendt et al. 1999: 78 ff.) verwendeten makroskaligen Ansätze zur Ermittlung des gelösten P-Eintrags (SRP)⁷³⁷ erscheinen für die vorliegende Fragestellung räumlich zu generalisierend. Aus diesem Grund wird auch dahingehend ein differenzierterer Weg beschritten, indem die Berechnung des Eintrags mit Hilfe der Ergebnisse des verfügbaren Wasserbilanzmodells erfolgt. Aus dem von Pfütznner (1996) auf der Grundlage des Modellsystems ArcEGMO aufgebauten hydrologischen Modell stehen für jedes Direkteinzugsgebiet spezifische Werte des Runoff zur Verfügung. Diese werden mit nutzungsspezifischen P-Konzentrationen beaufschlagt. Nachdem der oberirdische Abfluss in der aktuellen Version des Modells nicht nach den Nutzungsarten der Entstehungs- bzw. Abflussflächen differenziert werden kann, muss für die Acker- und Grünlandflächen eine vergleichbare P-Konzentration an gelöstem Phosphor angesetzt werden.

Diese Vorgehensweise kann damit die in der Literatur zu findenden Untersuchungsergebnisse nicht berücksichtigen, wonach das Ausmaß der P-Abschwemmung von Grünland- und Ackerflächen z.T. erheblich differiert. So geben beispielsweise Braun et al. (1991) für Ackerflächen Konzentrationen von 0,5 mg SRP/l, für Grünlandflächen von 2,0 mg SRP/l an. Diese Einschränkung wird für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen dennoch als vertretbar erachtet, nachdem Fröhlich & Schmidt (1999) für erosionswirksame Ackerstandorte vergleichbare Konzentrationen wie für das von Braun et al. (1991) untersuchte Grünland bestimmten.

⁷³⁷ Behrendt et al. (1999: 78) sprechen dahingehend von „Abschwemmung“.

Auf dem Messfeld „Weidenbach“ beliefen sich die mittleren Konzentrationen des Ablaufs auf 1,98 mg SRP/l (Frühauf & Schmidt 1999: 65). Zur Frage, inwieweit im Bezugsraum eventuell auch für Grünland höhere Konzentrationen zu veranschlagen wären, liegen derzeit keine Untersuchungen vor. Die Summe der Abschwemmung von gelöstem Phosphor wird deshalb mit derselben Konzentration für Acker und Grünland nach Gleichung 4.13 ermittelt.

$$E_{\text{land SRP } i} = A_{\text{ober } i} * Q_{\text{ober } i} * C_{\text{SRP acker/grün}} \quad (\text{Gl. 4.13})$$

$E_{\text{land SRP } i}$:	mittlerer jährlicher Eintrag an gelöstem anorganischem Phosphor aus Landoberflächenabfluss in Gewässerabschnitt i
$A_{\text{ober } i}$:	Fläche im Gewässerabschnitt i , für die ein oberirdischer Abfluss ermittelt wurde
$Q_{\text{ober } i}$:	spezifischer Landoberflächenabfluss von $A_{\text{ober } i}$
$C_{\text{SRP acker/grün}}$:	Konzentration an gelöstem anorg. Phosphor (SRP) in Landoberflächenabfluss von Acker- und Grünlandflächen

Eine weitere Differenzierung des gewählten Ansatzes wäre dadurch möglich, dass statt der mittleren oberirdischen Abflüsse für die Direkteinzugsgebiete die nutzungsdifferenzierten Werte innerhalb der Direkteinzugsgebiete mit dem Wasserbilanzmodell berechnet würden. Dann wären allerdings auch standortbezogen exaktere Angaben zu den P-Gehalten sinnfälliger, da die P-Sättigung oberhalb von 60 % im Boden sehr stark zunimmt. Hierfür müssten Daten zur standortspezifischen P-Akkumulation der zurückliegenden Jahre bzw. des P-Gehalts des Bodens sowie Angaben zur regionalisierten P-Sorption zur Verfügung stehen (vgl. Behrendt et al. 1999: 81).

Ermittlung des direkteinzugsgebietsbezogenen P-Eintrags aus Landoberflächenabfluss

Der letzte Teilschritt zur Ermittlung des P-Eintrags aus Runoff beschränkt sich auf eine Summierung der direkteinzugsgebietsbezogenen PP- und SRP-Einträge (siehe Gleichung 4.14).

$$E_{\text{land } i} = E_{\text{land PP } i} + E_{\text{land SRP } i} \quad (\text{Gl. 4.14})$$

$E_{\text{land } i}$:	mittlerer jährlicher P-Eintrag aus Landoberflächenabfluss in Gewässerabschnitt i
------------------------	------------------------------------------------------------------------------------

4.2.3.4 Direkteintrag durch Düngung

Bei der Abschätzung der Direkteinträge von Mineral- und Wirtschaftsdüngern (einschl. Klärschlämmen) wird den Angaben bei Werner et al. (1991: 689) gefolgt. Unter Hinweis auf die in der Literatur ansonsten fehlende Quantifizierung dieses Pfades werden dort folgende Einzelansätze genannt: mittlere Düngerausbringung 35 kg/ha/a Phosphor,

10 m Arbeitsbreite, 2 m Überlappung, Ereignishäufigkeit von 10 %. Die Bestimmung der angrenzenden Ackerflächen stützt sich im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen auf die gewässerabschnittsbezogenen Ausprägungen des morphologischen Hauptparameters „Gewässerumfeld“.⁷³⁸

$$E_{\text{düng } i} = (L_{\text{Acker } i \text{ links}} + L_{\text{Acker } i \text{ rechts}}) * B_{\text{Dw Acker}} * PA_{\text{Fläche}} \quad (\text{Gl. 4.15})$$

$E_{\text{düng } i}$:	mittlerer jährlicher Direkteintrag aus Düngerausbringung in Gewässerabschnitt i
$L_{\text{Acker links } i}$:	für Direkteintrag wirksame angrenzende Ackerlänge am linken Gewässerufer des Gewässerabschnitts i („rechts“ analog)
$B_{\text{Dw Acker}}$:	für Direkteintrag wirksame Ackerbreite der direkt angrenzenden Äcker
$PA_{\text{Fläche}}$:	spezifische P-Applikation aus Düngung je Fläche

4.2.3.5 Diffuser unterirdischer Eintrag aus der Landschaft

Im Gegensatz zum Stickstoff ist die Bedeutung des unterirdischen Eintragspfads für den Phosphor gering. Nolte & Werner (1991) geben bezogen auf die neuen Bundesländer für den Eintrag über das Grundwasser für Stickstoff einen durchschnittlichen Anteil am Gesamteintrag von 64 %, für Phosphor von 4 % an. Nach Scheffer & Schachtschabel (1998: 311) wird der Phosphor durch Adsorptions- und Fällungsvorgänge in den oberen Bodenhorizonten bis zu einer Tiefe von 80 cm gebunden. Dessen ungeachtet können in vielen Gebieten im Grundwasser P-Konzentrationen ermittelt werden, die über den geogenen Hintergrundwerten liegen (z.B. Driescher, & Gelbrecht 1993: 340 ff., LUA 1996: 18).

Ursache für diese anthropogenen Belastungen dürften zum einen Einträge durch schnelle Sickerwasserflüsse über Makroporen (Bandmann & Raderschall 1992: 38, Hardenbicker 1998: 252) oder matrixgebundene Stofftransporte bei der Überschreitung des Sättigungsvermögens des Oberbodens sein (Meissner et al. 1992). Im Untersuchungsraum ist zum anderen von Stoffeinträgen über bergbauliche Stollen, Schachtanlagen und Erdfälle sowie von Direkteinleitungen aus undichten Klär- und Sammelgruben, Kanalisationsleitungen und Abwasserversickerungseinrichtungen (Lauer 1997) auszugehen.

Als Eintragspfade für die Nährstofftransportmodellierung werden in der Literatur unterschieden: Zwischenabfluss (auch: hypodermischer Abfluss, Interflow), der Basisabfluss sowie der anthropogene Dränabfluss (Werner et al. 1991, Werner & Wodsack 1994, Behrendt et al. 1999). Da die bisher vorliegenden Untersuchungen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen eine Differenzierung der Einzelpfade nicht zulassen, müssen sie hier zusammenfassend als „Zwischen- und Basisabfluss“ behandelt werden (zum Dränabfluss siehe unten).

⁷³⁸ Siehe Kap. 3.4.2.7.

Für die Berechnung findet Gleichung 4.16 Verwendung. Aufgrund der Datenbasis kann sie nur bis zu den Einzugsgebieten der Fließgewässer bzw. großen Standgewässer räumlich aufgelöst werden. Für die abschnittsbezogene Modellierung erfolgt auf dieser Grundlage eine von der Flächengröße der Direkteinzugsgebiete abhängige Aufteilung und Zuweisung der Einträge. Die regionalen hydrogeologischen Verhältnisse, wie beispielsweise der artesische Grundwasserzustrom im Becken des ehemaligen Salzigen Sees, konnten insofern bislang nicht berücksichtigt werden. Hierfür wäre eine weiterführende Kopplung zwischen dem hydrogeologischen Modell und dem vorliegenden Stofftransportmodell erforderlich.

$$E_{\text{grund } i} = \text{GWN} * A_{\text{TEZG } i} * C_{\text{grund}} + Q_{\text{Drän}} * A_{\text{Drän}} * (C_{\text{drän}} - C_{\text{grund}}) \quad (\text{Gl. 4.16})$$

$E_{\text{grund } i}$:	mittlerer jährlicher Eintrag aus Zwischen- und Basisabfluss in Gewässerabschnitt i
GWN:	Grundwasserneubildung ($\text{l/s} \cdot \text{km}^2$; Angabe je Einzugsgebiet der beiden großen Mansfelder Seen)
$A_{\text{TEZG } i}$:	Fläche des Direkteinzugsgebiets eines Gewässerabschnitts i
C_{grund} :	mittlere gemessene Stoffkonzentration im Grundwasser
$Q_{\text{Drän}}$:	Dränspende
$A_{\text{Drän}}$:	gedränzte Fläche
$C_{\text{Drän}}$:	Stoffkonzentration im Dränabfluss

Nachdem Schroeter et al. (1992) für den Bezugsraum eine Kongruenz zwischen oberirdischen und unterirdischen Einzugsgebieten nachgewiesen haben,⁷³⁹ wird die Abschätzung der Abflussspende des Interflows und Grundwasserbasisabflusses über die Grundwasserneubildung der Direkteinzugsgebiete vorgenommen. Nach Bendel (1997) beträgt die Grundwasserneubildung für das EZG Süßer See $1,5 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$, nach Schroeter (1991) für das EZG Salziger See $1,64 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ (jeweils Gebietsmittel). Abweichende Neubildungsraten weisen Teilgebiete mit flurnahen Grundwasserabständen ($-0,9 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$) sowie der Bereich des Zechsteinausstrichs ($6,0 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$) auf. Flächenmäßig sind diese jedoch von untergeordneter Bedeutung. Für die Böse Sieben (Pegel Unterrissdorf) als Hauptzufluss des Süßen Sees errechnete Bendel (1997) einen Anteil des Basisabflusses am Gesamtabfluss von 85 %, für die Querne-Weida kommen Frühauf & Schmidt (1999: 79) auf einen Anteil von 90 %.

Die P-Konzentrationen im Grundwasser werden über teilgebietsbezogene Mittelwerte aus Messdaten der Grundwassermessstellen (obere GWL) für den Messzeitraum Mitte 1990 bis Mitte 1998 (Probennahme 2 x jährlich) bestimmt. Näheres zu den Grundwasserleitern (GWL) enthält Kapitel 3.2.4 (siehe auch Schanze 1999: 142ff.). Nach der Auswertung von insgesamt 12 regionalen Grundwassermessstellen ergeben sich für das Teileinzugsgebiet des Süßen Sees $38,3 \mu\text{g P/l}$, für das Teileinzugsgebiet des ehemaligen Salzigen Sees $54,1 \mu\text{g/l}$.

Referenzwerte für anthropogen unbeeinflusste Verhältnisse der Grundwasserleiter liegen für den Untersuchungsraum bisher nicht vor (STAU Halle, schr. Mitt. 1999). Driescher & Gelbrecht (1993: 340) geben für Grundwasserleiter im Bereich untere Spree (Endmoränenstandorte) ohne Nutzungseinfluss Messwerte zwischen $15 - 250 \mu\text{g P/l}$ (probengewichtetes Mittel: $79,4 \mu\text{g P/l}$) an. Aufgrund dieses breiten Spektrums, innerhalb dessen die Angaben aus dem Einzugsgebiet der Mansfelder Seen im unteren Be-

⁷³⁹ Siehe Kap. 3.1.2.4.

reich liegen, können sie hinsichtlich des Ausmaßes der anthropogenen Beeinflussung nicht interpretiert werden.

Der in der genannten Literatur zumeist als eigener Pfad beschriebene Eintrag durch Dränabfluss konnte im Hinblick auf die gewässerabschnittsbezogene Modellierung mangels flächendeckender Daten im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht ausgegliedert werden. Er wird deshalb überschlägig abgeschätzt und dem Eintrag über Zwischen- und Basisabfluss zugeschlagen. Für das Teileinzugsgebiet der Querne-Weida konnten Behrendt et al. (1998: 14) durch Auswertung von Kartenmaterialien der früheren Meliorationsbetriebe 4,5 km² ermitteln.

Die von den genannten Autoren aufgrund von Durchschnittswerten aus der ehemaligen DDR darüber hinaus extrapolierte Dränfläche von 41 % der insgesamt 42 km² staunassen Standorte konnten Frühauf & Schmidt (1999: 79) bei vor-Ort-Begehungen nicht bestätigen. Beide Autoren gelangen zu einem Verhältnis der dokumentierten Dränflächen zu den staunassen Standorten (Gleye, Pseudogleye) mit Ackernutzung von 10,7 %. Dies entspricht bezogen auf die Fläche des Teileinzugsgebiets der Querne-Weida einem Flächenanteil von 2,4 %. Eine vergleichbare Größenordnung wird vom STAU Halle (mdl. Mitt. 2000) auch aus den für das Teileinzugsgebiet des Süßen Sees mittlerweile vorliegenden Aufzeichnungen zu dränierten Flächen abgeschätzt. Der Dränflächenanteil im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen dürfte damit deutlich unter dem in den Statistischen Jahrbüchern der ehemaligen DDR (1960-1989) für den Bezirk Halle angegebenen Anteil von 5 % der landwirtschaftlichen Fläche liegen.

Messdaten zur Dränspende sind aus dem Einzugsgebiet der Mansfelder Seen nicht bekannt (Frühauf & Schmidt 1999: 80). Sie wird deshalb nach der Relation zur Grundwasserneubildung abgeschätzt. Nolte & Werner (1991) gehen dahingehend von einem Verhältnis Dränspende zu Grundwasserneubildung von 1,0 : 0,8 aus. Zur P-Konzentration in den Dränabflüssen werden von verschiedenen Autoren – auch in Anbetracht unterschiedlicher Dränspenden und Beprobungsjahre – erhebliche Bandbreiten angegeben: Lammel (1990: 92) fand in Lössgebieten Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen von 22 – 72 µg P/l (mittlere Abflussspende: 892 mm; Bezug: 1988), Bandmann & Rader-schall (1992: 38) zwischen 30 - 160 µg P/l (ohne Moorstandorte, Bezug: 1990-92).

Tabelle 4-7: Berechnungsgrößen zur Ermittlung des zusätzlichen P-Eintrags aus Dränage (nach Teileinzugsgebieten)

Einzugsgebiet	Dränfläche (geschätzt)	Grundwasser- neubildung	Drän- spende	GW- Konzent- ration	Dränabfluss- Konzent- ration	Drän- Eintrag	Drän-Eintrag abzgl. GW-Eintrag
	[km ²]	[l/(s*km ²)]	[l/(s*km ²)]	[µg P/l]	[µg P/l]	[kg/a]	[kg/a]
Böse Sieben	2,7	1,50	1,88	38,3	300	48	42
Salzgraben	0,7	1,50	1,88	38,3	300	12	11
DEZG Süßer S.	0,4	1,50	1,88	38,3	300	7	6
Querne-Weida	4,5	1,64	2,05	54,1	300	87	72
Hornburger Gr.	0,3	1,64	2,05	54,1	300	6	5
DEZG Salziger S.	0,6 ¹	1,64	2,05	54,1	300	12	10

¹ ohne Teileinzugsgebiet Tagebau Amsdorf mit Gesamtfläche von 14,3 km²

Driescher & Gelbrecht (1993: 343) geben für dränierte, sandig-lehmige Endmoränen-Standorte unter Ackernutzung Werte zwischen 56 - 120 $\mu\text{g P/l}$ (probengewichtetes Mittel der Standorte A-C: 66,3 $\mu\text{g P/l}$; Bezug: 88 - 90) an, die damit unter den Werten für die anthropogen unbeeinflussten und nicht gedränten Standorte liegt. Werner & Wodsack (1994:113f.) ermittelten aus nicht näher genannten Literaturquellen einen Mittelwert für die ehemalige DDR von ca. 300 $\mu\text{g P/l}$ bei 114 mm Dränspende. Die letztgenannte Größenordnung deckt sich mit der stichprobenartigen Beprobung eines Dränablaufs (ohne Messung Dränspende) von Frühauf & Schmidt (1999: 80) im Untersuchungsgebiet mit 310 $\mu\text{g P/l}$. Vor dem Hintergrund der hier zugrunde liegenden Dränspende von nur 59 mm (EZG Süßer See) bzw. 65 mm (EZG Salziger See) erscheint die Verwendung der höchsten in der Literatur angegebenen P-Konzentrationen zulässig, die sich überdies mit der Messung von Frühauf & Schmidt (1999) decken.

Die Berechnungen des Dräneintrags bzw. der über den Zwischen- und Basisabflusses hinausgehenden Einträge enthält Tabelle 4-7. Der Datengrundlage entsprechend kann es sich dabei nur um eine Näherung handeln. Insgesamt zeigt sich ein mengenmäßig untergeordneter Stellenwert dieses Eintragspfads, was im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen vor allem auf die geringe Dränflächengröße zurückzuführen ist. Dessen ungeachtet ist nicht auszuschließen, dass der Eintrag aus Dränen insbesondere bei Niedrigwasserabflüssen in einzelnen Gewässerabschnitten zu gewässerökologisch relevanten Erhöhungen der Stoffbelastungen führen kann. Nach einer genaueren Quantifizierung und Lokalisierung des Dräneintrags wäre deshalb eine räumliche Zuordnung der Dränflächen auch innerhalb des hier entwickelten Modells anzustreben.

4.2.3.6 Diffuser atmosphärischer Eintrag

Aus der Atmosphäre findet über den Niederschlag (Nassdeposition) und Staubimmission (Trockendeposition) ein direkter P-Eintrag in die Oberflächengewässer statt. Dabei schließen die Staubimmissionen den winderosiven Eintrag mit ein. Eine Auswertung zahlreicher Literaturquellen zum atmosphärischen Eintrag enthalten Klein & Wassmann (1986) sowie Behrendt et al. (1999). Nach Klein & Wassmann (1986: 62f.) ergibt sich aus bisherigen Untersuchungen ein Spektrum von 0,04 bis 6,64 $\text{kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$. Behrendt et al. (1999: 78) schätzen die durchschnittliche Deposition in Deutschland für 1983-87 auf 0,3 $\text{kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ Nassdeposition und 0,4 $\text{kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ Trockendeposition, für 1995 auf 0,37 $\text{kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ Gesamtdeposition.

Für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen liegen zur Bestimmung des gebietsspezifischen atmosphärischen Eintrags Messungen von Hieber (1996: 55f.) vor. Durch die Exposition der Totalisatoren auch außerhalb der regenfreien Zeit wurden sowohl die Nass- als auch die Trockendeposition erfasst. Für eine repräsentative Messstelle konnte ein mittlerer jährlicher Eintrag von 0,65 ($\text{kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$) ermittelt werden. Im Rahmen des begrenzten Untersuchungsprogramms war allerdings eine (jahres-)zeitliche Gewichtung der Trockendeposition bzw. niederschlagsabhängigen Extrapolation der Nassdeposition nicht möglich.

Peukert & Panning (1975) weisen zur Nassdeposition darauf hin, dass die P-Konzentration des Niederschlags mit zunehmender Niederschlagsdauer abnimmt und insofern auch vom Witterungsverlauf abhängig ist. – Der Messwert ist deshalb mit einer gewissen Ungenauigkeit verbunden. Vor dem Hintergrund der Angaben aus der Litera-

tur erscheint er zumindest größenordnungsmäßig als Basis für die weitere Abschätzung vertretbar.

Zur Ermittlung der gewässerspezifischen Deposition wurde die Oberfläche der Fließgewässerabschnitte aufgrund von Gebietsbefahrungen in Klassen von 0,5 m Gewässerbreite eingeteilt und im GIS berechnet. Für die Fließgewässer im EZG Süßer See ergibt sich eine Fläche von 8,7 ha, für das EZG Salziger See 10,6 ha. Dies entspricht einer Fließgewässerwasseroberfläche von 0,055 ha/km² (EZG Süßer See) bzw. 0,046 ha/km² (EZG Salziger See). Bei den Standgewässern wird für das Status quo-Szenario der atmosphärische Eintrag für den Süßen See (268 ha), bei den beiden übrigen Szenarios zusätzlich für den wieder entstehenden Salzigen See (875 ha) veranschlagt.⁷⁴⁰

Die Berechnung des mittleren jährlichen Eintrags aus atmosphärischer Deposition stützt sich auf Gleichung 4.11:

$$E_{\text{atmos } i} = \Sigma(L_{\text{FGi}} * B_{\text{FGi}}) * C_{\text{Dep}} + \Sigma A_{\text{SGi}} * C_{\text{Dep}} \quad (\text{Gl. 4.17})$$

- $E_{\text{atmos } i}$: mittlerer jährlicher Eintrag aus atmosphärischer Deposition in Gewässerabschnitt i
 $L_{\text{FG } i}$: Länge des Gewässerabschnitts i
 $B_{\text{FG } i}$: mittlere Breite des Gewässerabschnitts i
 C_{Dep} : mittlere jährliche Konzentration der atmosphärischen Nass- und Trockendeposition
 A_{SG} : Fläche des Standgewässers i

4.2.4 Modellalgorithmen und -anwendung

Das Stofftransport-Bilanzmodell Salza ist als Teil des Gesamtmodells für die wasserwirtschaftliche Umweltbilanz des Bewirtschaftungsplans Salza konzipiert worden. Es basiert analog auf dem Tabellenkalkulationsprogramm EXCEL und ist an das mittels ArcView bzw. ARC/INFO für den Untersuchungsraum aufgebaute GIS gekoppelt.⁷⁴¹ Eine programmtechnische Umsetzung war im Rahmen des vorliegenden Vorhabens wie erwähnt nicht beabsichtigt. Die Berechnungen erfolgen auf drei mit einander verknüpften Ebenen: (1.) als internes oder externes Pre- und Post-Processing, (2.) als Berechnungen auf der Ebene von Teileinzugsgebieten (Bilanzgebiete) mit ihrer hierarchischen Gewässerstruktur und (3.) als Berechnungen für die Gewässerabschnitte mit ihren Direktinzugsgebieten.

Das Pre- und Post-Processing umfasst unter anderem die Generierung und Harmonisierung von digitalen Raumdaten, teilweise mittels GIS-Routinen sowie die digitale Kartografie für die Berechnungsergebnisse. Auf der Ebene der Teileinzugsgebiete finden die Gesamtbilanzierungen und die Bestimmung der Retention statt. Die Resultate fließen in die Berechnung der gewässerabschnittsbezogenen Frachten auf der Ebene der Gewässerabschnitte ein. Für die Gewässerabschnitte findet unter Berücksichtigung der Direkt-

⁷⁴⁰ Siehe Kap. 3.1.2.4.

⁷⁴¹ Siehe Kap. 3.3.2.3.

einzugsgebiete sowie unter Kopplung mit den Modellen zur Abflussdynamik und Morphologie die Kalkulation der Einträge einzelner Quellen und Pfade statt.

Wichtige Berechnungen erläutern die nachfolgenden Gleichungen. Auf der Grundlage der in Kapitel 4.2.3 dargestellten Ansätze für die einzelnen Pfade werden mittels Gleichung 4.18 die Gesamteinträge bestimmt. Die Gleichung ist für die Teileinzugsgebiete angegeben, findet analog jedoch auch für die einzelnen Gewässerabschnitte Verwendung.

$$\sum E = E_{\text{punkt}} + (E_{\text{atmos}} + E_{\text{streu}} + E_{\text{düng}} + E_{\text{weide}} + E_{\text{betrieb}} + E_{\text{versieg}} + E_{\text{land}} + E_{\text{grund}})_{\text{diffus}} \quad (\text{Gl. 4.18})$$

E_{punkt}	=	niederschlagsunabhängiger punktueller Eintrag aus Siedlungen bzw. Kläranlagen
E_{atmos}	=	atmosphärischer Eintrag
E_{streu}	=	<i>Streuverluste von Waldgebieten [im Bezugsraum vernachlässigbar]</i>
$E_{\text{düng}}$	=	Direkteintrag aus Düngerausbringung
E_{weide}	=	<i>Direkteintrag aus Weidewirtschaft [derzeit keine Daten verfügbar]</i>
E_{betrieb}	=	<i>Direkteintrag aus landw. Betrieben [derzeit keine Daten verfügbar]</i>
E_{versieg}	=	Eintrag von versiegelten urbanen Flächen
E_{land}	=	Eintrag durch Landoberflächenabfluss (gelöst und partikulär)
E_{grund}	=	Eintrag durch Zwischen- und Basisabfluss (einschl. Drainage)

Parallel zur Bestimmung der Gesamteinträge für die Gewässerabschnitte wird an den Messstellen der Bilanzgebiete mittels zeitlich hoch auflösender Beprobung die Fracht bestimmt.⁷⁴² Die Fracht ist insofern eine aus der Realität gewonnene Größe und kein Ergebnis des Modells. Diese Vorgehensweise führt die Untersuchung weg von der Bestimmung der Frachten hin zu der hier interessierenden Bestimmung der Frachtbeiträge einzelner, räumlich verteilter Eintragsquellen. Letztere können anschließend für die Prognose von Frachtänderungen genutzt werden.

$$\sum F_{t..t+1} = \sum (Q_t * C_t)_{t..t+1} \quad (\text{Frühauf \& Schmidt 1998a}) \quad (\text{Gl. 4.19})$$

$\sum F_{t..t+1}$	=	Summe Fracht am n-ten Gewässerabschnitt (n \cong n der $\sum (\sum E_a)$) im Zeitraum t...t+1
$\sum Q_{t..t+1}$	=	Abfluss am n-ten Gewässerabschnitt zum Zeitpunkt t (Messwerte)
$\sum C_t$	=	Konzentration am n-ten Gewässerabschnitt zum Zeitpunkt t (Messwerte)

Aus der Differenz der berechneten Einträge und der gemessenen Frachten wird die Gesamtretenion nach Gleichung 4.20 bestimmt.

⁷⁴² Näheres siehe Kap. 4.3.2.

$$\sum (\sum E_{a,t...t+1}) - \sum F_{t...t+1} = \sum R_{t...t+1} \quad (\text{Gl. 4.20})$$

$\sum E_{a,t...t+1} =$	Summe aller Einträge (nach Eintragsquellen; siehe oben) für Gewässerabschnitt a im Zeitraum t...t+1 (aufgrund von Gebietsangaben, Literaturwerten etc. berechnet)
$\sum F_{t...t+1} =$	Summe Fracht am n-ten Gewässerabschnitt ($n \equiv n$ der $\sum (\sum E_a)$) im Zeitraum t...t+1 (Extrapolation aus Messwerten)
$\sum R_{t...t+1} =$	Summe Retention/Retardierung für n Gewässerabschnitte im Zeitraum t...t+1 (geschätzt aus Differenz Eintrag und Fracht)

Unter Berücksichtigung von Transportlänge und Masse des Eintrags lässt sich im Weiteren der Frachtbeitrag eines jeden pfadbezogenen Eintragspfades in einem Gewässerabschnitt bezogen auf den Bilanzpegel im Zeitraum t...t+1 ermitteln (siehe Gl. 4.21). Dieser lineare Ansatz stellt zweifellos eine erhebliche Vereinfachung dar. Ohne eine zusätzliche Kopplung mit einem Gütemodell, dass die in der Realität sehr wahrscheinlich exponentielle Abnahme der Einträge abbilden kann, geht er über die bisherige, einzugsgebietsbezogen pauschale Berücksichtigung der Retention deutlich hinaus.

$$F_{bij,t...t+1} = E_{ij,t...t+1} - \sum R_{t...t+1} * E_{ij,t...t+1} * D_{i,t...t+1} / \sum (E_{ij,t...t+1} * D_{i,t...t+1}) \quad (\text{Gl. 4.21})$$

$F_{bij,t...t+1}$	= Frachtbeitrag des Eintrages aus Abschnitt i und Pfad j bezogen auf Bilanzmessstelle im Zeitraum t...t+1
$\sum R_{t...t+1}$	= Summe Retention/Retardierung bezogen auf Bilanzmessstelle im Zeitraum t...t+1
$E_{ij,t...t+1}$	= Eintrag des Abschnitts i aus dem Pfad j im Zeitraum t...t+1
$D_{i,t...t+1}$	= Distanz zwischen der Mitte des Abschnitts i und der Bilanzmessstelle im Zeitraum t...t+1

Für jeden Gewässerabschnitt kann unter Berücksichtigung sämtlicher Einträge seines Direkteinzugsgebiets, seiner Retention sowie den Frachten aus den oberstrom liegenden Gewässerabschnitten seine Fracht im Zeitraum t...t+1 bestimmt werden (siehe Gl. 4.22).

$$F_{i,t...t+1} = E_{i,t...t+1} - (E_{i,t...t+1} - F_{bi,t...t+1}) * L_{i,t...t+1} / D_{i,t...t+1} + \sum E_{i-1,t...t+1} - \sum R_{t...t+1} * \sum (E_{i-1,t...t+1} * D_{i-1,t...t+1}) / \sum (E_{i,t...t+1} * D_{i,t...t+1}) \quad (\text{Gl. 4.22})$$

$F_{i,t...t+1}$	= Fracht im Gewässerabschnitt i
$E_{i,t...t+1}$	= Eintrag in Gewässerabschnitt i
$F_{bi,t...t+1}$	= Frachtbeitrag des Eintrages aus Abschnitt i bezogen auf Bilanzmessstelle
$L_{i,t...t+1}$	= (halbe) Länge Gewässerabschnitt i
$\sum E_{i-1,t...t+1}$	= Summe aller Einträge der Gewässerabschnitte oberstrom des Abschnitts i
$E_{i-1,t...t+1}$	= Einträge der Gewässerabschnitte oberstrom des Abschnitts i
$D_{i-1,t...t+1}$	= Distanzen zwischen Gewässerabschnitten oberstrom Abschnitt i und Bilanzmessstelle

Auf der Grundlage der Abbildung des Ist-Zustands erfolgte eine Validierung des Modells.⁷⁴³ Im Weiteren sind die Handlungsoptionen parametrisiert und unter Berücksichtigung der Frachtbeiträge allokiert worden.⁷⁴⁴ Bei den anschließenden ex ante-Wirkungsanalysen der Szenarios ist die zuvor untersuchte gewässerabschnittsbezogene Retention als Koeffizient eingegangen. Dadurch können sowohl gewässerabschnittsbezogene Frachten als auch Frachtpartitionen für die Bilanzpegel angegeben werden. – Eine zusammenfassende Übersicht über sämtliche Schritte der Modellanwendung enthält Abbildung 4-3.

1. Emissionen:
 - raumkonkrete Berechnung der mehrjährigen mittleren Einträge einzelner Eintragsquellen (Kalibrierung mittels Messdaten)
 - GIS-technische Zuweisung der Einträge je Eintragsquelle zu Direkteinzugsgebieten bzw. Gewässerabschnitten
 - Berechnung des mehrjährigen mittleren Gesamteintrags und der Partition der Eintragsquellen für Gewässerabschnitte und Teileinzugsgebiete (Bilanzgebiete)
2. Immissionen:
 - Eingabe der mehrjährigen mittleren Gesamtfrachten für Messstellen der Bilanzgebiete (teilweise nach vorhergehenden Anpassungen der „gemessenen“ Frachten auf mittlere Abflussverhältnisse)
3. Retention:
 - Berechnung der Gesamtretention aus Differenz von Emissionen und Immission für Messstellen der Bilanzgebiete
 - Berechnung der gewässerabschnittsbezogenen Retention
 - Berechnung der Frachtbeiträge raumkonkreter Eintragsquellen und der Frachtpartitionen für Bilanzgebiete
 - Berechnung der Frachten für Gewässerabschnitte
4. Modell-Verifizierung:
 - Vergleich der Emissionen und Retention mit Ergebnissen alternativer Untersuchungsansätze
 - Vergleich der räumlichen Verteilung der Frachten mit Messdaten
5. Operationalisierung von Handlungsoptionen:
 - Abschätzung und Eingabe der parametrisierten Einwirkung von Maßnahmen auf einzelne Eintragsquellen
6. Szenarioanalysen:
 - Berechnung der abschnittsbezogenen, mehrjährigen mittleren Einträge einzelner Eintragsquellen nach Durchführung räumlich konkreter Handlungsoptionen bzw. -alternativen (Entwicklungsszenarios)
 - Berechnung der mehrjährigen mittleren Gesamtfrachten für Messstellen der Bilanzgebiete für die Szenarios
7. Monitoring der maßnahmenspezifischen Eintragsminderung
 - Künftige Messung der mehrjährigen mittleren Gesamtfrachten an Messstellen der Bilanzgebiete
 - ggf. Anpassung der parametrisierten Einwirkungen einzelner Maßnahmen und weitere Modellanpassungen

Abbildung 4-3: Teilschritte der Modellanwendung des Stofftransport-Bilanzmodells Salza

⁷⁴³ Siehe Kap. 4.4.

⁷⁴⁴ Siehe Kap. 4.5.

4.2.5 Vergleich des Modellansatzes mit ausgewählten Modellen

Zur Einordnung des Modells für die Salza erfolgt eine überblicksartige Gegenüberstellung mit aktuellen Modellen zur Bilanzierung von Phosphor. Grundlage für die Auswahl und Beschreibung der Modelle ist insbesondere ATV-DVWK (2004).

MOBINEG 2001

Konzeption

Das Modell MOBINEG[®] 2001 wurde von der F & N Umweltconsult (2001) für eine einzugsgebietsbezogene Bilanzierung der Wasser- und Nährstoffströme (P, N) sämtlicher Eintragspfade entwickelt.

Wasserbilanz

Die Wasserbilanzen werden für das gesamte Einzugsgebiet des Bilanzraums und mittlere Verhältnisse berechnet. Die Wasserbilanz beruht auf der Wasserhaushaltsgleichung nach Wohlrab et al. (1992). Für ihre Erstellung wird der Gesamtabfluss bestimmt und auf die ober- und unterirdischen Teilströme verteilt.

Punktuelle Einträge

Die punktuellen Wasserzuflüsse und Stoffeinträge werden für Abwasserbehandlungsanlagen durch Messwerte oder Schätzungen einbezogen.

Diffuse Einträge

Diffuse urbane P-Einträge werden als punktuelle Einträge über den Anteil der versiegelten und an die Kanalisation angeschlossenen Flächen auf der Gemeindeebene ermittelt. Die ruralen P-Einträge resultieren aus der Verknüpfung von amtlichen Erosionsgefährdungsstufen und diesen zugeordneten Nährstoffmengen.

Stoffbilanz

Wasser- und Stoffbilanzen werden unabhängig voneinander modelliert. Die Stoffbilanzen werden für das gesamte Einzugsgebiet des Bilanzraums und mittlere Verhältnisse angegeben.

Simulation von Handlungsoptionen

Szenarios lassen sich nur pauschal für das gesamte Einzugsgebiet, d.h. nicht für Teilflächen simulieren.

STOFFBILANZ

Konzeption

Das Modell STOFFBILANZ ist eine Entwicklung der TU Dresden (Gebel 2000) und zielt auf eine einzugsgebietsbezogene Bilanzierung der Wasser- und Nährstoffströme (P, N)

der ruralen Eintragspfade.

Wasserbilanz

Ober- und unterirdischer Abfluss werden unter Berücksichtigung ausgewählter Parameter nach einem eigenen Verfahren unter Verwendung von Regressionsgleichungen bestimmt.

Punktuelle Einträge

Die punktuellen P-Einträge werden nicht innerhalb von STOFFBILANZ berechnet, sondern über Daten zu Kläranlagen und Abwassereinleitungen addiert.

Diffuse Einträge

Das Modell berechnet die partikulären und gelösten, ruralen P-Einträge. Berücksichtigt werden Nährstoffgehalt des Bodens, Sedimentaustag und Nährstoffanreicherung. Für den Transport von den Austragsstandorten bis zu den Übertritten in die Fließgewässer kann ein Retentionsfaktor für das Flusssystem eingesetzt werden. Diese Komponente wurde durch die Arbeit von Halbfass (2004) durch ein GIS-gestütztes Modell erweitert.

Stoffbilanz

Eine Bilanzierung der Stoffeinträge ist auf verschiedenen Ebenen (u.a. Teileinzugsgebiet, Einzugsgebiet) möglich. Die pfadspezifischen Frachtbeiträge lassen sich jedoch nicht mehr zurückverfolgen.

Simulation von Handlungsoptionen

Durch die Struktur des Modells ist von der Simulationsmöglichkeit insbesondere für landwirtschaftliche Maßnahmen auszugehen. Für die räumliche Identifizierung solcher Maßnahmen ist eine gesonderte Auswertung der Eingangsparameter erforderlich.

MODIFFUS

Konzeption

Das Modell MODIFFUS (Modell zur Abschätzung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer) ist von der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau zur Abbildung der ruralen P-Einträge unter den naturräumlichen Verhältnissen der Schweiz entwickelt worden (Braun et al. 1991, Prasuhn & Mohni 2003).

Wasserbilanz

Die Wasserflüsse werden für Hektarrasterzellen auf der Grundlage von Gebietsdaten, wie Niederschlag, Landnutzung, Neigung, Bodenkarte etc. mittels Wasserbilanzgleichung ermittelt.

Punktuelle Einträge

MODIFFUS enthält keine Komponenten für die Berechnung punktueller Einträge.

Diffuse Einträge

Als diffuse P-Einträge werden die Stoffflüsse aus (Wasser-)Erosion, Sicker- und Dränwasser, Abschwemmung und landwirtschaftliche Direkteinträge betrachtet.

Stoffbilanz

MODIFFUS berechnet die Stoffflüsse pro Raster und Abflusspfad. Inwieweit die Eintragspfade bis zum Bilanzpegel verfolgt werden können, lässt sich aufgrund der verfügbaren Literatur nicht erkennen. Eine mögliche Retention in den Gewässern kann nicht berücksichtigt werden. Durch die Beschränkung auf rurale Einträge sind Stoffbilanzen für Gebiete mit urbanen Nutzungen nicht möglich.

Simulation von Handlungsoptionen

Durch die Struktur des Modells ist von der Simulationsmöglichkeit insbesondere für landwirtschaftliche Maßnahmen auszugehen. Für die räumliche Identifizierung solcher Maßnahmen ist eine gesonderte Auswertung der Eingangsparameter erforderlich.

MONERIS

Konzeption

Das Modell MONERIS (Modelling of Nutrient Emissions in River Systems) wurde von Behrendt et al. (1999) entwickelt und u.a. im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen angewendet (Behrendt et al. 1996, 1998; siehe unten). Es dient der Quantifizierung der Emissionen von Phosphor und Stickstoff für Einzugsgebiete ab 500 km².

Wasserbilanz

Der Wasserstrom findet über Abflussdaten der Bilanzpegel Berücksichtigung. Die Berechnung einer Wasserbilanz ist nicht vorgesehen.

Punktuelle Einträge

Die Einträge von Kläranlagen und nicht angeschlossenen Einwohnern werden anhand von Ablaufwerten, Literaturangaben und statistischen Größen bestimmt.

Diffuse Einträge

MONERIS bezieht auf der Grundlage von Gebietsdaten mittels Gleichungen und Regressionsfunktionen die diffusen, urbanen und ruralen P-Einträge ein.

Stoffbilanz

Die Bilanzen geben die Stoffmengen der Emissionen je Eintragspfad an. Die Allokation der Eintragsquellen wird nicht betrachtet. Zur immissionsseitigen Überprüfung der Ergebnisse wurden von Behrendt & Opitz (1999) Regressionen der Retention in europäischen Flussgebieten aufgestellt.

Simulation von Handlungsoptionen

Durch die von Hahn & Fuchs (2001) konstatierte starke Nivellierung der mikro- und mesoskaligen Variabilität der Eigenschaften von Flussgebieten erscheint eine Simulation von Maßnahmen nur sehr eingeschränkt zulässig.

Andere Modelle

Sämtliche der genannten statischen Bilanzmodelle unterscheiden sich von den deterministischen Modellen zur Berechnung der ruralen P-Einträge. Einige der Modelle wurden in Kapitel 4.1.1 bereits erwähnt, wie SWAT bzw. ESWAT (van Griensven & Bauwens 2001), AGPNS (Young et al. 1989), SWIM (Krysanova et al. 1998, 2002) etc. Die Berechnung von Maßnahmenwirkungen auf die Jahresfrachten bedarf mit diesen Ansätzen der Simulation einer Vielzahl von Abflussereignissen. Die Einbeziehung von Koeffizienten für die Retention ist bislang in Anbetracht der eingeschränkten Kenntnisse über deren physikalische Prozesse schwierig. Bei AGPNS fehlen sie deshalb, zumal es sich hydrologisch gesehen um ein reines Hochwassermodell handelt (Rode 1995: 61).

Stofftransport-Bilanzmodell Salza

Konzeption

Das vorliegende Modell dient der gewässerabschnitts- bzw. direkteinzugsgebietsbezogenen Bilanzierung der Wasser- und Nährstoffströme (P) sämtlicher Eintragspfade mit räumlicher Quantifizierung der Frachtbeiträge einzelner Eintragsquellen. Es bezieht dabei eine Reihe von Teilmodellen mit ein (u.a. Wasserbilanz, Wassererosion, Gewässermorphologie).

Wasserbilanzen

Das Stofftransport-Bilanzmodell erlaubt prinzipiell die Kopplung mit unterschiedlichen Wasserbilanzmodellen. Im vorliegenden Fallbeispiel der Salza wird das Niederschlag-Abfluss-/Wasserbilanzmodell ArcEGMO herangezogen, welches eine hohe räumliche und zeitliche Auflösung gewährleistet. Durch den statischen Ansatz der Stofftransportmodellierung wird alleine die räumliche, nicht die zeitliche Auflösung ausgeschöpft.

Punktuelle Einträge

Die punktuellen Einträge aus Abwasserbehandlungsanlagen werden über gemessene Ablaufwerte berechnet, die nicht angeschlossenen Schmutzwassereinträge über einwohnerbezogene Ansätze.

Diffuse Einträge

Die diffusen urbanen P-Einträge lassen sich über die versiegelten Flächen, deren Versiegelungsgrad⁷⁴⁵ sowie Mischwasserentlastungen berechnen. Die partikulären ruralen

⁷⁴⁵ Beide werden als GIS-gestützte CIR-Luftbilddaten einbezogen.

P-Einträge werden über die standortspezifische Anwendung der Bodenabtragsgleichung ABAG, einem GIS-basierten Routing zu den Gewässerübertritten mit Verlustkoeffizienten, Austrags- und Anreicherungskoeffizienten bestimmt. Die Berechnung der wasser gebundenen ruralen P-Einträge (Abschwemmung) erfolgt über die Kopplung von Wasserbilanzmodell und nutzungsabhängigen P-Expositionen.

Stoffbilanz

Die Stoffbilanzen werden für die Bilanzräume sowie für Gewässerabschnitte erstellt. Sie geben mittlere Verhältnisse als urbane und rurale Emissionen und – unter Berücksichtigung der längen- und massenabhängigen Retention – als Frachtbeiträge an. Wasser- und Stoffbilanzen werden unabhängig voneinander modelliert.

Simulation von Handlungsoptionen

Durch die hohe inhaltliche und räumliche Auflösung von Stofftransport, -bilanzen sowie der Retention sind sowohl eine Identifizierung von Handlungserfordernissen als auch ex ante-Wirkungsabschätzungen von Maßnahmen für einzelne Eintragsquellen möglich.

4.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Untersuchungen zum Transport und zur Bilanzierung des Nährstoffs Phosphor werden entsprechend der Untersuchungskonzeption wie folgt dargestellt. Zunächst wird auf die pfadspezifischen Einträge (Emissionen) eingegangen. Die Algorithmen hierzu sind in Kapitel 4.2.3 erläutert worden. Dort wurde auch die Validität der einzelnen Ansätze reflektiert. An die Emissionen schließt sich die Bestimmung der Frachten (Immissionen) an.⁷⁴⁶ Auch dahingehend wird in Anbetracht des zeitlich hoch auflösenden Messprogramms unmittelbar die Validität der Resultate eingeschätzt.

Danach erfolgt eine Darstellung der aus Emissionen, Immissionen und Retention bestimmten Frachtbeiträge sämtlicher pfadspezifischer und raumkonkreter Einträge. Zum Abschluss wird eine Validierung nach zwei Gesichtspunkten durchgeführt: Ersterer als Vergleich von Einträgen und Frachten einschließlich ihrer Partitionen mit den Ergebnissen anderer Modelluntersuchungen, zweitens als Vergleich der berechneten Frachten mit Messungen im Längsschnitt ausgewählter Fließgewässer.

Analog zur Gebietsgliederung der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza folgt die Ergebnisdarstellung den beiden wesentlichen Teilen des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen, dem Teileinzugsgebiet des Süßen Sees mit seinem Hauptzufluss „Böse Sieben“ und dem Teileinzugsgebiet des wieder entstehenden Salzigen Sees mit seinem Hauptzufluss „Querne-Weida“. Sofern aufgrund der unterschiedlichen naturräumlichen und nutzungsbedingten Spezifik sinnföellig, werden in Einzelfällen auch vergleichende Betrachtungen vorgenommen.

Sämtliche Angaben beziehen sich – soweit nicht anders angegeben – auf Daten des Untersuchungszeitraums 1997-1999. Die Einschränkung auf diese beiden hydrologischen Jahre ist in Anbetracht des auf diese beiden Jahre befristeten, zeitlich hoch auflö-

⁷⁴⁶ Zur Definition der Begriffe Eintrag und Fracht siehe Pinz et al. (1998).

senden Messprogramms und anderer Daten erforderlich. Nach Frühauf & Schmidt (1999: 25) hat speziell das Jahr 1997/98 langjährige mittlere Abflussverhältnisse aufgewiesen. Dies erlaubt den im Untersuchungszeitraum gewonnenen Ergebnissen eine gewisse Repräsentativität beizumessen. Eine dahingehend belastbare Aussage wäre allerdings nur nach Durchführung eines längerfristigen Untersuchungsprogramms zulässig.

4.3.1 Emissionen

Den Darstellungen in Kapitel 4.2.3 zufolge werden die Emissionen für jeden Eintragspfad sowie bezogen auf die einzelnen Fließgewässerabschnitte berechnet. Im Folgenden sind deshalb sowohl die räumliche Verteilung der Einträge als auch deren Saldierung für die Bilanzpegel angegeben. Erstere ist die Grundlage für die anschließende Bestimmung des Beitrags jedes konkreten Eintrags zur Fracht eines Bilanzpegels.⁷⁴⁷ Letztere dient insbesondere zur Ermittlung der Retention⁷⁴⁸ und zur Validierung der Ergebnisse.⁷⁴⁹

A. Teileinzugsgebiet Süßer See

Die Höhe der Einträge je Eintragspfad sind für die in 60 Gewässerabschnitte mit ihren Direkteinzugsgebieten untergliederte Bösen Sieben⁷⁵⁰ Abbildung 4-4 zu entnehmen.⁷⁵¹ Die logarithmische Darstellung führt zu einer Visualisierung auch der Eintragspfade mit geringer Bedeutung. Insgesamt wird deutlich, dass die dichte Besiedlung gerade am Ober- und Mittellauf nahezu auf der gesamten Fließlänge Einträge aus punktuellen und versiegelt urbanen Quellen verursacht. Hierin spiegeln sich einerseits die im Untersuchungszeitraum geringen Anschlussgrade wider. Andererseits macht sich bei dem nur mäßigen Ausschlag der Kurve im Bereich der Lutherstadt Eisleben (Direkteinzugsgebiete 27-32) die Überleitung von Abwasser in das Teileinzugsgebiet des wieder entstehenden Salzigen Sees bemerkbar.

Die Einträge aus Landoberflächenabfluss dominieren im Längsprofil, erreichen aber auch absolut ein erhebliches Ausmaß. Anders als in Flussgebieten des Tieflandes (vgl. Lehmann & Zintz 1993, Behrendt & Huber 1997) zeigt sich für den Bezugsraum, dass aufgrund der überwiegend mäßigen Neigung des Einzugsgebiets ein sehr großer Flächenanteil zum P-Eintrag beiträgt. Der Kurvenverlauf für Zwischen- und Basisabfluss repräsentiert aufgrund des verwendeten Berechnungsverfahrens lediglich die Gebietsgröße. Demgegenüber können mit der Kurve des Direkteintrags aus Düngung Gewässerabschnitte identifiziert werden, in denen die ackerbauliche Nutzung ohne Gewässerschonstreifen unmittelbar an die Fließgewässer heranreicht.

⁷⁴⁷ Siehe Kap. 4.3.4.

⁷⁴⁸ Siehe Kap. 4.3.3.

⁷⁴⁹ Siehe Kap. 4.4.

⁷⁵⁰ $A_E = 11.021$ Hektar

⁷⁵¹ Auf eine Darstellung des atmosphärischen Eintrags wurde in diesem Diagramm in Anbetracht des sehr geringen Anteils verzichtet.

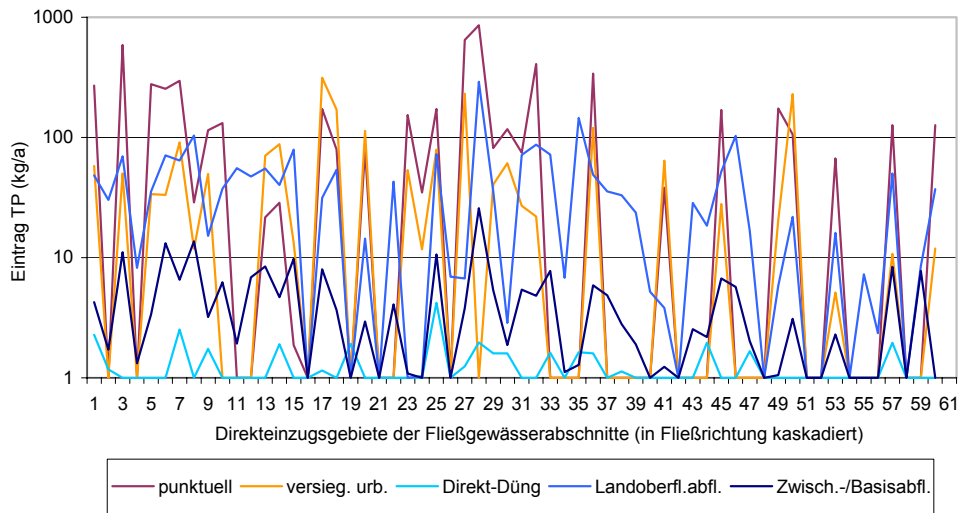


Abbildung 4-4: Jährliche Einträge an Gesamtphosphor (TP) aus Direkteinzugsgebieten der Gewässerabschnitte der Bösen Sieben nach Eintragspfaden

Die Gesamteinträge für das TEZG des Süßen Sees mit den Anteilen der einzelnen Pfade enthält Tabelle 4-8. Der größte Anteil mit ca. 53 % entstammt den Einträgen aus punktuellen Quellen. An zweiter Stelle steht der diffuse Eintrag aus Landoberflächenabfluss mit ca. 25 % gefolgt von den Einträgen von versiegelten urbanen Flächen mit ca. 17 %. Die relativ hohen Anteile der diffusen Quellen sind auf die erwähnte Schmutzwasserüberleitung zurückzuführen. Im Direkteinzugsgebiet des Süßen Sees spielt nach dem Schmutzwasser der atmosphärische Eintrag auf der im Mittel 2,68 km² großen Wasseroberfläche eine wichtige Rolle.

Tabelle 4-8: Jährliche Einträge an Gesamtphosphor (TP) im TEZG Süßer See nach Eintragspfaden

Einzugsgebiet	Eintrag Gesamtphosphor im TEZG Süßer See (kg/a)*						
	atmosphärischer Eintrag	punktuell (Schmutzw.)	versieg. urb. Flächen	Landoberflächenabfluss	Direkteintrag Düngung	Zwischen- u. Basisabfluss	gesamt
Böse Sieben	5	6.041	2.113	2.227	47	247	10.680
Salzgraben	1	948	235	700	9	63	1.955
Direkt-EZG	174	277	33	528	0	41	1.050
Summe	180	7.266	2.381	3.455	56	351	13.685
Summe (relativ)	1,32%	53,09%	17,40%	25,24%	0,41%	2,56%	100 %

* Bei der Addition können geringfügige Rundungsfehler auftreten

B. Teileinzugsgebiet Salziger See

Die pfadspezifischen Einträge für die in 53 Gewässerabschnitte mit Direkteinzugsgebieten untersuchte Querne-Weida⁷⁵² veranschaulicht Abbildung 4-5. Im Unterschied zur Bösen Sieben fallen die geringen ruralen und fehlenden urbanen Stoffeinträge im Oberlauf auf. Sie sind ein Indiz für den relativ naturbetonten Zustand der Landschaft im Quellgebiet. Im Mittellauf ist der Eintrag aus der Kläranlage Querfurt deutlich zu erkennen. Im Mündungsbereich erreichen sowohl die Einträge aus punktuellen Quellen als auch aus Landoberflächenabfluss ein zweites Maximum.

Das im Vergleich zur Bösen Sieben insgesamt höhere Eintragsniveau ergibt sich aus der um ein Drittel größeren Fläche bei einer geringen Anzahl von Direkteinzugsgebieten. Eine Normalisierung beider Angaben auf eine Flächeneinheit erschien nicht sinnfälliger, da es bei der vorliegenden Fragestellung einerseits um die absoluten Einträge geht und andererseits die durchschnittliche Flächenangabe für die verschiedenen Pfade keine relevanten Größen ergeben.

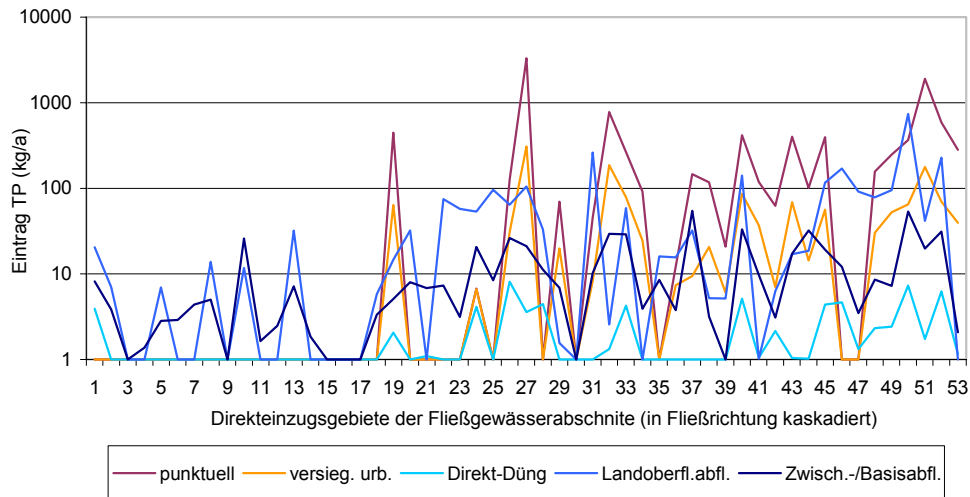


Abbildung 4-5: Jährliche Einträge an Gesamtphosphor (TP) aus Direkteinzugsgebieten der Gewässerabschnitte der Querne-Weida nach Eintragspfaden

Eine Saldierung der pfadspezifischen Einträge bezogen auf die Bilanzpegel der Hauptzuflüsse sowie das Direkteinzugsgebiet des TEZG Salziger See sind in Tabelle 4-9 zusammengestellt. Durch unzureichende Abwasserbehandlung und Überleitung von Schmutzwasser aus dem TEZG Böse Sieben in den Erdeborner Graben dominieren die Einträge aus punktuellen Quellen mit ca. 68 %. Dies geht zu Lasten des Anteils der diffusen Einträge, wobei der Landoberflächenabfluss durch einen höheren Anteil von Ackerflächen die doppelte Höhe der Einträge aus versiegelt urbanen Flächen erreicht.

⁷⁵² A_E = 18.630 Hektar

Bei Letzteren schlägt sich die geringe Siedlungsdichte nieder.⁷⁵³ Für eine vollständige Saldierung wäre außerdem noch der Ablauf des Süßen Sees zu berücksichtigen. Dies ist hier zunächst nicht erfolgt, da die Einträge in die Fließgewässer der Einzugsgebiete ohnehin nicht die Stoffeinträge in die Seen darstellen (siehe unten).

Tabelle 4-9: Jährliche Einträge an Gesamtphosphor im EZG Salziger See nach Eintragspfaden

Einzugsgebiet	Eintrag Gesamtphosphor im EZG Salziger See (kg/a)*						
	atmosphärischer Eintrag	punktuell (Schmutzw.)	versieg. urb. Flächen	Landoberflächenabfluss	Direkteintrag Düngung	Zwischen- u. Basisabfluss	gesamt
Querne-Weida	6	10.481	1.476	2.769	79	593	15.405
Hornburger Gr.	1	2.829	93	346	5	44	3.318
Direkt-EZG	570	1.444	174	598	4	108	2.898
Summe	577	14.754	1.743	3.713	88	746	21.621
Prozent-Anteil	2,67%	68,24%	8,06%	17,17%	0,41%	3,45%	100%

* Bei der Addition können geringfügige Rundungsfehler auftreten

4.3.2 Messprogramme zur Frachtbestimmung (Immissionen)

Vor und während der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza erfolgten im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen 14-tägige⁷⁵⁴ Routinemessungen des Landeskundlichen Gewässerdienstes (STAU Halle) von 1992-98. Aufgrund witterungs- und nutzungsbedingter Schwankungen von Abfluss und Stofftransport und der Zufälligkeit der Messzeitpunkte kann eine derartige Messfrequenz zu einer Über- oder Unterschätzung der realen Verhältnisse führen. Vor diesem Hintergrund wurde vom STAU Halle (Saale) und dem LAU für die wichtigsten Zuflüsse der Seen ein 2-jähriges Sondermessprogramm mit einer ereignisbezogenen Probenahme für TP, TIN und AfS aufgelegt.

Als Schwellenwerte für die kontinuierliche, 10- bzw. 15-minütige Erfassung waren Abflüsse $> 1 \text{ m}^3/\text{s}$ (Böse Sieben; Baum & Schmidt 1998) bzw. $> 0,296 \text{ m}^3/\text{s}$ (Querne-Weida; Frühauf & Schmidt 1998b, Frühauf & Schmidt 1999) festgelegt.⁷⁵⁵ In der übrigen Zeit wurden wöchentliche Probenahmen bzw. das Routinemessprogramm herangezogen.

Einzelheiten zu den Methoden zur Bestimmung der Frachten enthalten die genannten Forschungsberichte. Grundsätzlich hat sich die Bedeutung der ereignisbezogenen Konzentrationsmessungen für die Ermittlung von Jahresfrachten bestätigt (vgl. Schmidt & Frühauf 2000). Die ereignisbezogenen Frachten werden aufgrund der befristeten Dauer von erhöhten Abflüssen (Böse Sieben: 7 h bis 25 h, arithmetische Mittel 17 h; Baum & Schmidt 1998) bei den 14-tägigen Stichproben – wenn überhaupt – eher zufällig er-

⁷⁵³ Siehe Kap. 3.1.2.6.

⁷⁵⁴ An kleineren Fließgewässern (v.a. Salzgraben) auch monatlich.

⁷⁵⁵ Eine Übersicht über Methoden zur Frachtabschätzung geben Keller et al. (1997).

fasst.⁷⁵⁶ Ihr Anteil an der Jahresfracht von Gesamtphosphor beträgt für das hydrologische Jahr 1997/98 im TEZG Böse Sieben ca. 43 % (Baum & Schmidt 1998), im TEZG Querne-Weida ca. 13 % (1997-1998; Frühauf & Schmidt 1999: 46) bzw. 28 % (1998-6/99; Frühauf & Schmidt 1999: 48).^{757,758}

Vor diesem Hintergrund werden in der vorliegenden Studie statt der verfügbaren Routinemessreihe 1992-98 nur die ereignisbezogenen Messwerte aus den beiden hydrologischen Jahren 1997-98 und 1998-6/99 herangezogen.⁷⁵⁹ Die gemessenen Frachten der vier Hauptzuflüsse der beiden großen Mansfelder Seen beinhaltet Tabelle 4-10. Für das Teileinzugsgebiet der Bösen Sieben ergibt sich daraus eine spezifische Fracht von 0,36 kg/ha, für die Querne-Weida von 0,46 kg/ha.

Tabelle 4-10: Messstellen, Messzeiträume und Messfrequenzen der zugrunde liegenden Frachtermittlungen für Gesamtphosphor (TP)

Zufluss	Mündung	Messstelle		Messprogramm			Fracht TP [kg/a]
		Bezeichnung	Nr.	Zeitraum	Routine	Ereignisse	
Böse Sieben	Süßer S.	Wormsleben	310770	1997-98	14-tägig*	10 Min. **	4.000
Salzgraben	Süßer S.	Wormsleben	310860	1997-98	monatlich*	---	493
Querne-Weida	Salziger S.	Einlauf Ottilie (Stedten)***	310670	1997-99	wöchentlich***	15 Min. ***	7.866
Hornburger Graben	Salziger S.	Str. Aseleben-Röblingen	310670	1997-99	wöchentlich***	15 Min.***	2.300

* Routinemessprogramm STAU Halle (Saale), Angaben für 1998; **Sondermessprogramm Baum & Schmidt (1998) im hydrologischen Jahr 97-98; *** Routine- und Sondermessprogramm Frühauf & Schmidt (1998b) und Frühauf & Schmidt (1999) in hydrologischen Jahren 1997-98 und 98-6/99

4.3.3 Retention

Den theoretischen Überlegungen in Kapitel 4.2.2 zufolge wird aus der Differenz des Eintrags (Kap. 4.3.1) und der Frachten (Kap. 4.3.2) die Gesamtretention der Teileinzugsgebiete ermittelt. Sie bildet die Grundlage für die Abschätzung der Retention der zuvor quantitativ und räumlich bestimmten Einträge. Im Vergleich zu einem pauschalen Quotienten für die Einträge wird damit eine räumliche Spezifizierung der Relevanz von Eintragsquellen für die Fracht am Bilanzpegel angestrebt. Die Prozesse im Gewässer

⁷⁵⁶ Beispielsweise wurde von Schmidt & Frühauf (1998a) bei einem Starkabflussereignis innerhalb von 4 Stunden das 2,5-fache der mittleren wöchentlichen Fracht registriert.

⁷⁵⁷ Der Unterschied der genannten ereignisbezogenen Frachtanteile könnte neben den Niederschlags- und Abflussverhältnissen, den spezifischen landschaftsökologischen Verhältnissen in beiden Einzugsgebieten auch in methodischen Unterschieden zwischen den Messprogrammen an Böser Sieben und Querne-Weida begründet sein.

⁷⁵⁸ Mit der Erfassung erhöhter Abflussereignisse werden wahrscheinlich auch solche Frachtanteile bestimmt, die aufgrund einer vorübergehenden Retardierung bei mittleren Abflüssen zurückgehalten werden.

⁷⁵⁹ Für die Direkteinzugsgebiete der Seen müssen analog zu den Verhältnissen in den Einzugsgebieten der Hauptzuflüsse gewichtete Abschätzungen der Frachten vorgenommen werden.

können dabei wie bereits erwähnt lediglich als „black box“ behandelt werden.⁷⁶⁰ Bindungsform des P-Eintrags, die morphologische Beschaffenheit des Gewässerbetts, die chemische Gewässerbeschaffenheit sowie die Aktivitäten der Organismen können folglich nicht berücksichtigt werden.

Die Gesamtretenion für die Hauptfließgewässer im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen enthält Tabelle 4-11. Interessanterweise zeigt sich eine erhebliche Spannweite des Rückhalts. Mit Ausnahme des Hornburger Grabens lässt dies auf einen zur Größe der Einzugsgebiete umgekehrt proportionalen Anstieg schließen. Dies deckt sich prinzipiell mit der von Behrendt & Opitz (1999) für große Flussgebiete nachgewiesenen Regressionsbeziehung.⁷⁶¹ Der Hornburger Graben nimmt eine Sonderstellung ein, da in dieses Teileinzugsgebiet mit A_E 1.721 ha nach eigenen Berechnungen 2.732 kg TP/a durch z.T. nicht oder unzureichend abwassertechnisch behandeltes, überwiegend häusliches Schmutzwasser von der Kläranlage Eisleben übergeleitet wird.

Tabelle 4-11: Ermittlung der Retention für Gesamtphosphor in den Hauptfließgewässern des TEZG Süßer See und TEZG Salziger See

Einzugsgebiet/ Gewässersystem der Zuflüsse	Gesamtphosphor im EZG Süßer See und EZG Salziger See			
	Gesamteintrag	Gesamtfracht	Gesamtretenion	
	(kg/a)	(kg/a)	(kg/a)	(%)
EZG Süßer See				
- Böse Sieben	10.680	4.000	6.680	62,54
- Salzgraben	1.955	493	1.462	74,78
EZG Salziger See				
- Querne-Weida	15.405	7.866	7.539	48,94
- Hornburger Gr.	3.318	2.300	1.018	30,67

Da die Retention in Abhängigkeit von der jeweiligen Eintragsmenge und Fließlänge bis zum Bilanzpegel stattfindet, erreicht sie für jeden Eintragsort und dessen Eintragsmenge ein spezifisches Ausmaß. Unter Annahme eines linearen Rückhalts werden deshalb massen- und längenbezogene Retentionskoeffizienten bestimmt und anschließend in der Berechnung verwendet.⁷⁶² Insbesondere die Linearität der Koeffizienten stellt eine grobe Vereinfachung dar. Die nachfolgende Validierung⁷⁶³ zeigt dennoch eine näherungsweise Übereinstimmung der daraus berechneten Frachten mit den Messwerten. Dies weist daraufhin, dass die gewählte Vorgehensweise im Gegensatz zu einem pauschalen Abzug der Retention ein wichtiger Schritt in Richtung auf eine realitätsnähere Abbildung der Retention darstellt.

⁷⁶⁰ Siehe Kap. 4.2.2.

⁷⁶¹ Siehe Abb. 4-1.

⁷⁶² Siehe Kap. 4.2.2.; Als Retentionskoeffizienten ergeben sich für die Gewässer im EZG Böse Sieben 79 g/(kg*m), im EZG Querne-Weida 48 g/(kg*m). Die realen Rückhaltefunktionen verlaufen sehr wahrscheinlich exponentiell und lassen sich prinzipiell nur mit einem Gütemodell abbilden.

⁷⁶³ Siehe Kap. 4-4.

4.3.4 Räumliche Verteilung der Frachtbeiträge

Für die Einträge jedes Eintragspfads und Fließgewässerabschnitts lassen sich mit Hilfe der Retentionskoeffizienten die Beiträge der Einträge zur Gesamtfracht an den Bilanzpegeln ermitteln. Dieser Schritt schafft die Voraussetzung für die anschließende Bestimmung der Wirksamkeit räumlich konkreter Handlungsoptionen. Die Ergebnisse werden im Folgenden als pfad- und gewässerabschnittsbezogene Frachtbeiträge angegeben. Zur Visualisierung der sich daraus ergebenden Differenzen zwischen den raumkonkreten Einträgen und Frachtbeiträgen erfolgt deren Gegenüberstellung für die Gewässerabschnitte der beiden Hauptzuflüsse im TEZG Süßer See und TEZG Salziger See. Für den Pfad Landoberflächenabfluss werden außerdem die berechneten Frachtbeiträge der eintragungswirksamen Flächen dargestellt.

A. Teileinzugsgebiet Süßer See

Analog zu Abbildung 4-4 gibt Abbildung 4-6 die Frachtbeiträge je Gewässerabschnitt für die Böse Sieben als Hauptzufluss in den Süßen See an. Erwartungsgemäß wird deutlich, dass die Frachtbeiträge im Ober- und Mittellauf gegenüber den Einträgen signifikant abnehmen. Demgegenüber tragen die Einträge im Unterlauf nahezu in gleicher Höhe zu den Frachten bei. Dies veranschaulicht auch ein sämtliche Eintragspfade zusammenfassender Längsschnitt der Differenzen zwischen Einträgen und Frachtbeiträgen (siehe Abb. 4-7).

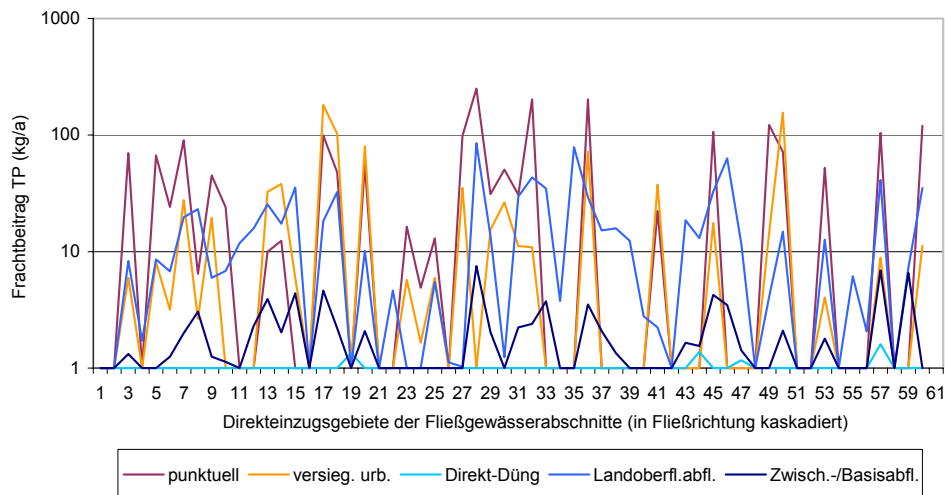


Abbildung 4-6: Frachtbeiträge der Eintragsquellen je Direktinzugsgebiet der Fließgewässerabschnitte der Bösen Sieben an Gesamtfracht von Gesamt-P

Im Hinblick auf die Verringerung der P-Zufuhr in den Süßen See ergibt sich demzufolge neben der absoluten Höhe von Einträgen eine zunehmende Bedeutung der Einträge im Unterlauf. Durch die räumlichen Schwerpunkte der siedlungswasserwirtschaftlichen Einträge im Oberlauf und der Einträge durch Runoff im Unterlauf der Bösen Sieben ist in der Frachtpartition eine signifikante Verschiebung zu erwarten. Einzelheiten zu dieser Frage behandelt Kapitel 4.3.5.

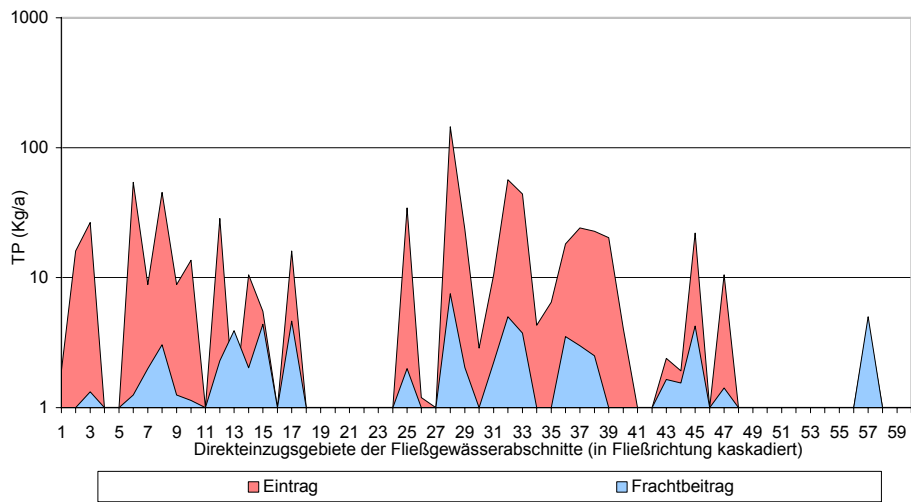


Abbildung 4-7: Summen der Einträge und der Frachtbeiträge der Direkteinzugsgebiete der Fließgewässerabschnitte der Bösen Sieben für Gesamtphosphor

B. Teileinzugsgebiet Salziger See

Die räumlich konkreten Frachtbeiträge der Einträge in die Querne-Weida als Hauptzufluss in den wieder entstehenden Salzigen See enthält Abbildung 4-8. In Anbetracht der ohnehin geringen Einträge im Oberlauf reduzieren sich dort die Frachtbeiträge auf ein sehr geringes Niveau.

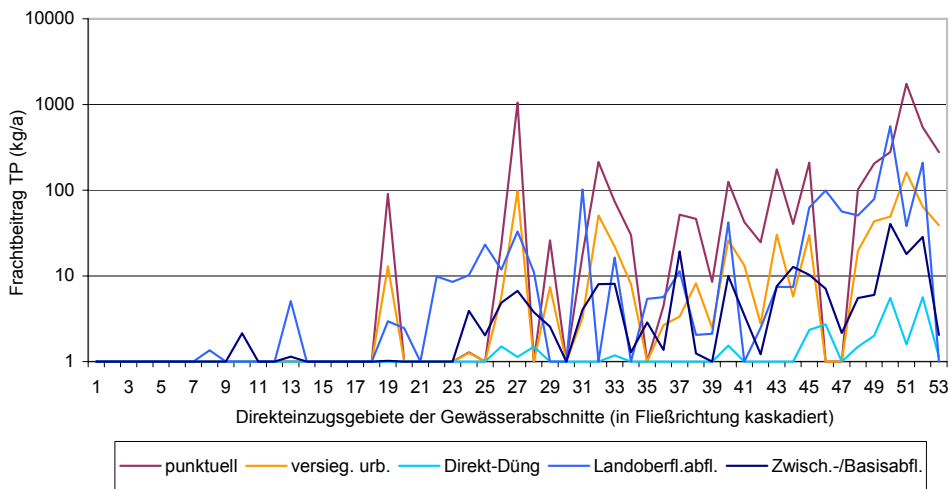


Abbildung 4-8: Frachtbeiträge der Eintragsquellen je Direkteinzugsgebiet der Fließgewässerabschnitte der Querne-Weida an Gesamtfracht von Gesamt-P

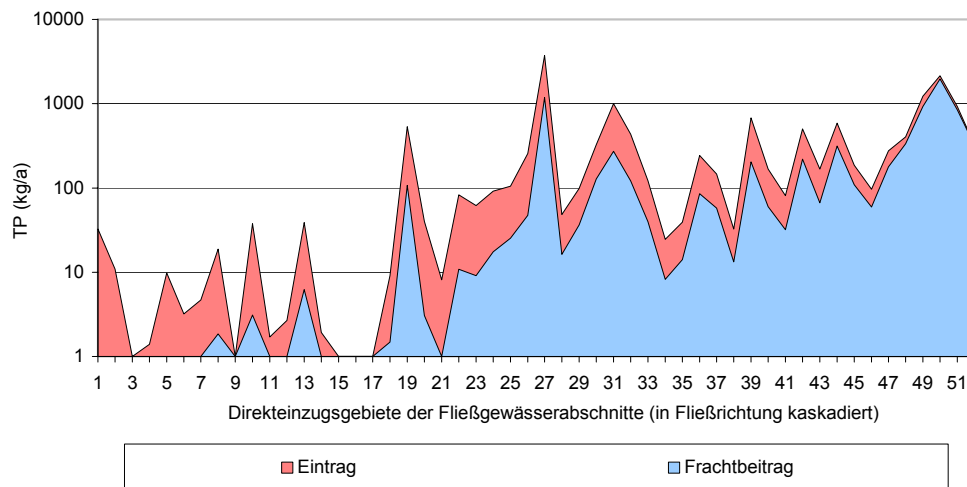


Abbildung 4-9: Summen der Einträge und der Frachtbeiträge der Direktinzugsgebiete der Fließgewässerabschnitte der Querne-Weida für Gesamtphosphor

Im Mittel- und Unterlauf treten die Peaks der siedlungswasserwirtschaftlichen Einträge und der Einträge aus Landoberflächenabfluss zumeist synchron auf. Dadurch kommt es zu einer synchronen Reduktion von Einträgen zu Frachtbeiträgen. Für die Frachtpartition ist deshalb nicht mit einer wesentlichen Verschiebung der Anteile der einzelnen Pfade zu rechnen. Die zusammenfassende Gegenüberstellung der Einträge und Frachtbeiträge für den Längsschnitt der Querne-Weida ist Gegenstand von Abbildung 4-9.

Frachtbeiträge des Landoberflächenabflusses

Die Ermittlung der Phosphoreinträge durch Landoberflächenabfluss ist in Kapitel 4.2.3.3 und 4.2.3.4 beschrieben worden. Die für die vorliegende Fragestellung entwickelten konzeptionell-empirischen Ansätze dienen der Abschätzung der mittleren Eintragungswirksamkeit konkreter Teilflächen und Direktinzugsgebiete. Partikulärer und gelöster Phosphor werden dabei methodisch unterschiedlich behandelt. Die Berechnung des partikulären Phosphors erfolgt getrennt nach Boden- und P-Abtrag von Teilflächen sowie der Transmission zu den Gewässerufeln der Direktinzugsgebiete in Abhängigkeit von ausgewählten Gebietseigenschaften. Die Transmission lässt sich deshalb auch als ein gebietsbezogener Koeffizient für den Zusammenhang von Abtrag und Eintrag auffassen. Bei Kenntnis der gewässerabschnittsbezogenen Frachtbeiträge des partikulären Phosphoreintrags kann in umgekehrter Richtung aus dem Frachtbeitrag des Eintrags der Frachtbeitrag von Teilflächen abgeleitet werden.

Zweifellos können mit dieser mesoskaligen Vorgehensweise die zugrunde liegenden Prozesse nur sehr vereinfacht abgebildet werden. Bei den Ergebnissen handelt es sich infolgedessen um Abschätzungen. Vergleiche mit anderen Untersuchungsmethoden (z.B. AGNPS) konnten im vorliegenden Rahmen nicht durchgeführt werden. Im Ver-

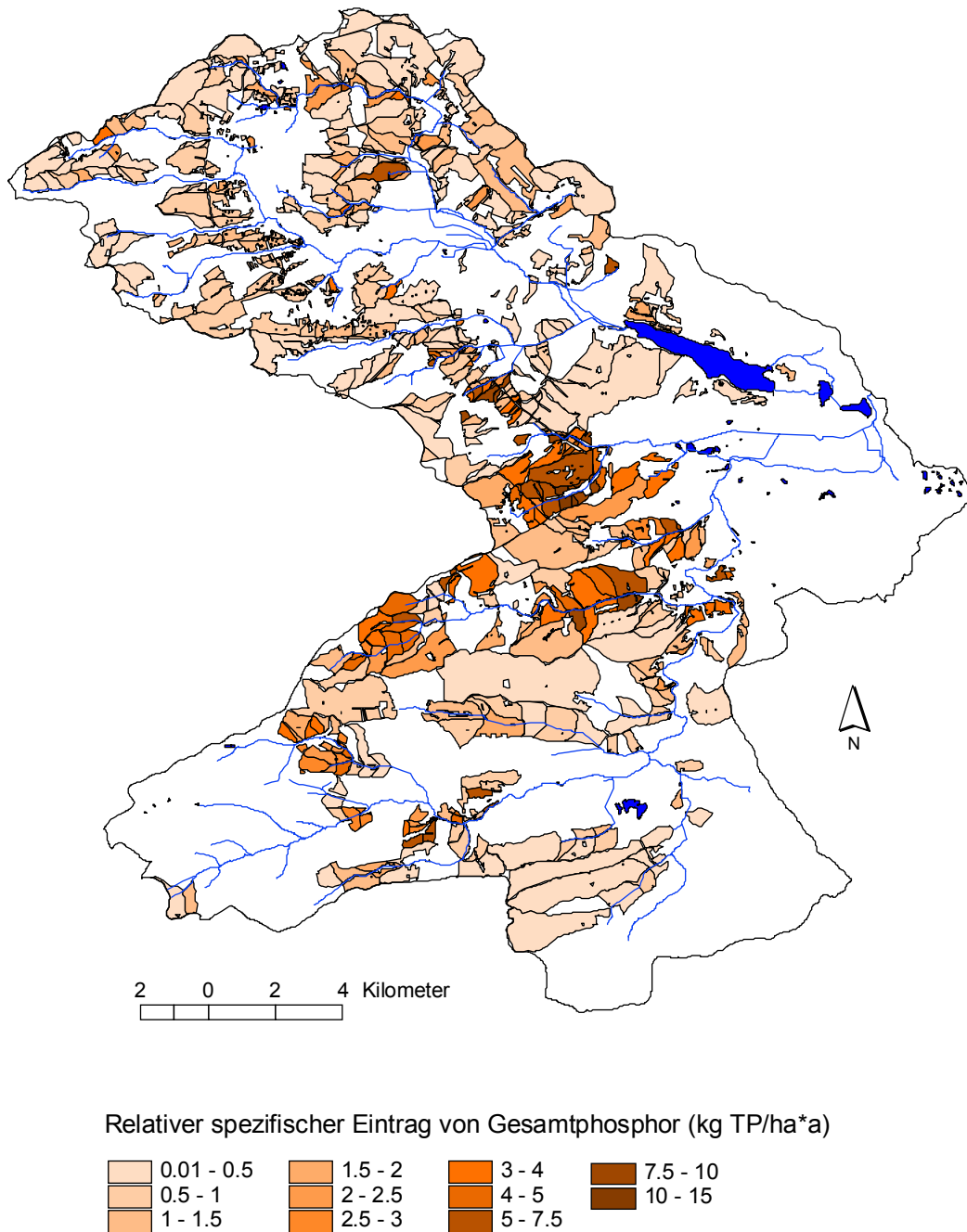


Abbildung 4-10: Flächenspezifische Frachtbeiträge an Gesamtphosphor durch Landoberflächenabfluss bezogen auf die Zuflüsse der Mansfelder Seen

gleich zu einer ereignisbezogenen deterministischen Modellierung⁷⁶⁴ liegt ihr Vorteil darin, dass sich die für die Verringerung der Frachten an den Bilanzpegeln besonders relevanten Teilflächen identifizieren lassen.

In Anbetracht der abweichenden Berechnung des gelösten Phosphors ist diese Vorgehensweise nur für den partikulären Phosphor geeignet. Er erreicht im TEZG Böse Sieben einen Anteil von 83 % am Eintrag an Gesamtphosphor durch Landoberflächenabfluss, im TEZG Querne-Weida von 72 %. Für den gelösten Phosphor ist aufgrund der Berechnung über die deterministische Modellierung des Runoffs eine Lokalisierung der Quellstandorte nicht ohne weiteres möglich. Vertiefende Untersuchungen konnten hierzu nicht durchgeführt werden. Durch die prinzipielle Abhängigkeit des partikulären Abtrags vom Runoff kann lediglich angenommen werden, dass auf Abtragsschwerpunkten des partikulären Phosphors auch erhöhte Abträge von gelöstem Phosphor erfolgen. Wegen des unterschiedlichen Transmissionsverhaltens verteilt sich der gelöste Phosphoreintrag allerdings insgesamt auf ein größeres Gebiet.

Die räumliche Verteilung der beschriebenen Frachtbeiträge von partikulärem Phosphor aus Landoberflächenabfluss bezogen auf die Zuflüsse der Mansfelder Seen enthält Abbildung 4-10. Analog zur Berechnung der Einträge sind die teilflächenbezogenen Frachtbeiträge in $\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ angegeben. Bei diesen Größen handelt es sich um Mittelwerte für die Teilflächen. Der Frachtbeitrag variiert innerhalb dieser Teilflächen in Abhängigkeit von der Varianz der Faktoren, die in die Bodenabtragsgleichung einfließen. Die hot spots in der Karte liegen entlang des Übergangsbereichs von der Hochfläche des Unterharzes in die Mansfelder Mulde und Querfurt-Freyburger Mulde mit ihrer erhöhten Geländeneigung (siehe Abb. 3-4) und zugleich überwiegend in räumlicher Nähe zu den Mansfelder Seen. Letzteres ergibt sich aus der Berücksichtigung der Retention in den Gewässern, wodurch die Frachtbeiträge mit der Entfernung von den Bilanzpegeln abnehmen.

4.3.5 Frachtpartitionen für die Phosphor-Zufuhr in die Mansfelder Seen

Durch die Retention ist evident, dass die Frachtbeiträge und nicht die in Kapitel 4.3.1 dargestellten Einträge die Partitionen an den Bilanzpegeln bestimmen. Für die Quantifizierung des Einflusses einzelner Eintragspfade sind deshalb auf der Grundlage der Frachtbeiträge Partitionen der pfadspezifischen Frachten zu erstellen. Anschließend stellt sich die Frage, inwieweit sich diese Partitionen der Frachtbeiträge von denen der Einträge unterscheiden. Die Ergebnisse zu beiden Aspekten werden im Folgenden wiederum für die Zuflüsse der beiden Mansfelder Seen betrachtet.

A. Teileinzugsgebiet Süßer See

Die Frachtpartitionen der beiden Hauptzuflüsse Böse Sieben und Salzgraben und des ober- und unterirdischen Direkteinzugsgebiets des Süßen Sees enthält Tabelle 4-12. Aus der Gegenüberstellung von Frachtbeiträgen und Einträgen zeigt sich eine signifikante Verringerung des Anteils des punktuellen Eintrags an der Gesamtfracht um -11 % des Eintragsanteils. Im Gegenzug ergibt sich eine Erhöhung der Eintragsanteile beim versiegelt urbanen und beim atmosphärischen Eintrag um 17,4 % bzw. 180 %. Gemes-

⁷⁶⁴ Zur Gegenüberstellung von deterministischen und empirischen Ansätzen siehe Kap. 4.1.3.

sen an den Frachtbeiträgen ändert sich die Bedeutung der Eintragspfade nicht wesentlich. Lediglich der atmosphärische Eintragspfad gewinnt gegenüber dem Zwischen- und Basisabfluss an Bedeutung. Ansonsten lautet die Rangfolge der Bedeutung der Eintragspfade weiterhin „punktuell“ > „Landoberflächenabfluss“ > „versiegelt urbane Flächen“ > „atmosphärischer Eintrag“/„Zwischen- und Basisabfluss“ > „Direkteintrag Düngung“.

Tabelle 4-12: Jährlicher Eintrag an Gesamtphosphor in Süßen See aus Frachten sämtlicher Zuflüsse nach Eintragspfaden

Einzugsgebiet	Frachtbeiträge Gesamtphosphor im EZG Süßer See (kg/a) ^{***}						
	atmosphärischer Eintrag	punktuell (Schmutzw.)	versieg. urb. Flächen	Landoberflächenabfluss	Direkteintrag Düngung	Zwischen- u. Basisabfluss	gesamt
Böse Sieben	2	2056	942	893	19	97	4009*
Salzgraben	0	171	37	256	4	23	492**
Direkt-EZG	174	52	6	82	0	82	322
Summe Frachtb.	177	2.278	985	1.231	24	127	4823
Summe F (relativ)	3,66%	47,24%	20,43%	25,54%	0,50%	2,64%	100%
Summe Einträge	180	7.266	2.381	3.455	56	351	13.685
Summe E (relativ)	1,31%	53,10%	17,40%	25,24%	0,41%	2,56%	100%
Differenz E-F	3	4.988	1.396	2.223	32	223	8.862
Differenz (relativ)	-2,35%	5,86%	-3,03%	-0,30%	-0,09%	-0,08%	0%

* Entspricht gemessener Fracht 1997/98 (Baum & Schmidt 1998); ** entspricht gemessener Fracht (STAU Halle (Saale)); *** Bei der Addition können geringfügige Rundungsfehler auftreten.

B. Teileinzugsgebiet Salziger See

Die Phosphorzufuhr in den Salzigen See ergibt sich aus den Zuflüssen Querne-Weida, Hornburger Graben sowie den Einträgen des ober- und unterirdischen Direkteinzugsgebiets⁷⁶⁵. Hinzu kommt der Ablauf des Süßen Sees.⁷⁶⁶ Bei der Bestimmung der Frachtpartitionen kann letzterer allerdings nicht herangezogen werden, da eine Aufschlüsselung nach Eintragspfaden durch den komplexen Phosphorhaushalt im See ausgeschlossen ist (Hoehn et al. 1997a). Bei der Saldierung aller Zuflüsse ist er zu berücksichtigen. Die Frachtpartition der einzelnen Zuflüsse des Salzigen Sees zeigt Tabelle 4-13. Wie bei den Einträgen fällt der hohe Anteil des punktuellen Pfades auf, der sich durch die Überleitung von Schmutzwasser ergibt.⁷⁶⁷ Im Vergleich zum Einzugsgebiet Süßer See sind mit Ausnahme der atmosphärischen Einträge keine signifikanten Unterschiede zwischen den Fracht- und den Eintragspartitionen feststellbar. Die Rangfolge der Eintragspfade deckt sich mit der des Süßen Sees.

⁷⁶⁵ Einschließlich des atmosphärischen Eintrags über die Wasseroberfläche des Sees; entsprechende Angaben fehlen bei Klapper & Scharf (1998).

⁷⁶⁶ Vom STAU (Halle) wurde dahingehend ein Wert von 923,20 kgTP/a ermittelt.

⁷⁶⁷ Siehe Kap. 4.3.1.

Tabelle 4-13: Jährlicher Eintrag an Gesamtphosphor in wieder entstehenden Salzigen See aus Frachten sämtlicher Zuflüsse nach Eintragspfaden

Einzugsgebiet	Frachtbeitrag Gesamtphosphor im EZG Salziger See (kg/a)***						
	atmosphärischer Eintrag	punktuell (Schmutzw.)	versieg. urb. Flächen	Landoberflächenabfluss	Direkteintrag Düngung	Zwischen- u. Basisabfluss	gesamt
Querne-Weida	3	5.393	511	1.482	35	235	7.863 *
Hornburger Gr.	0	1.957	76	254	4	33	2.325**
Direkt-EZG	570	583	70	158	1	82	1.463
Summe Frachtb.	573	7.938	856	1.894	39	350	11.651
Summe F (relativ)	4,92%	68,14%	7,35%	16,26%	0,34%	3,00%	100%
Summe Einträge	577	14.754	1.743	3.713	88	746	21.621
Summe E (relativ)	2,67%	68,24%	8,06%	17,17%	0,41%	3,45%	100%
Differenz E-F	4	6.816	886	1.820	49	369	9.970
Differenz (relativ)	-2,25%	0,10%	0,71%	0,91%	0,07%	0,00%	0%

* Entspricht gemessener Fracht 1997/99 (Frühauf & Schmidt 1999); ** entspricht gemessener Fracht (STAU Halle (Saale)); *** Bei der Addition können geringfügige Rundungsfehler auftreten.

4.4 Falsifizierung des Modells

Die Simulation von Prozessen und Systemen mit Hilfe mathematischer Modelle bedarf einer Überprüfung anhand der Wirklichkeit. Für geschlossene Systeme, wie sie in der formalen Logik oder Mathematik behandelt werden, wird die Prüfung der exakten Abbildung der Wirklichkeit als „Verifizierung“ oder „Validierung“ bezeichnet (Duttmann 1999: 187).⁷⁶⁸ Bei offenen Systemen des Landschaftshaushalts ist eine solche Verifizierung ausgeschlossen (Oreskes et al. 1994). Für Prozesse und Systeme in Landschaften kommt hinzu, dass sich die komplexen physikalischen Prozesse einerseits bereits auf der Mikroskala nur vereinfachend abbilden lassen und andererseits eine exakte Erfassung der Wirklichkeit messtechnisch ausgeschlossen ist. Nach Bohne (1996) ist demgegenüber eine „Falsifizierung“ möglich.⁷⁶⁹ Dabei wird überprüft, inwieweit zwischen Modellverhalten und Messdaten eine zuvor definierte Fehlertoleranz überschritten wird. In Untersuchungen auf dem Gebiet der (angewandten) Landschaftsökologie wird für die Überprüfung der Simulation von Prozessen und offenen Systemen des Landschaftshaushalts dennoch häufig auch der Begriff „Validierung“ verwendet (z.B. Rohdenburg 1989, Wenkel 1999). Im zuvor genannten engeren Sinne handelt es sich de facto um Falsifizierungen.

⁷⁶⁸ Grützner et al. (1995: 193) weisen darauf hin, dass neben der „empirischen Gültigkeit“ die Struktur-gültigkeit („... dass die Struktur des Modells den Strukturbeziehungen des realen Systems entspricht...“) und die Verhaltensgültigkeit („...dass für die Menge aller Anfangswerte und Systemeingabewerte des realen Systems das dynamische Verhalten des Modells adäquat zu dem des realen Systems ist.“) zu prüfen seien.

⁷⁶⁹ Vgl. Popper's (1995: 39f.) *Idee von der Annäherung an die Wahrheit*. Bei erfolglosem Falsifizierungsversuch kann ein Modell bis zu dessen Widerlegung als zulässig gelten.

Für das Stofftransport-Bilanzmodell wird im Folgenden eine derartige Falsifizierung vorgenommen. Sie setzt voraus, dass die Modellvariablen grundsätzlich messtechnisch erfassbar sind und durch geeignete Messprogramme für die Randbedingungen der Modellkonzeption und -anwendung (Bezugszeitraum etc.) hinlänglich valide Daten zur Verfügung gestellt werden können. Durch die Konzeption des Stofftransport-Bilanzmodells wäre dahingehend eine zeitlich und räumlich hoch auflösende Erfassung der Deposition und Transport von Gesamtphosphor notwendig. Die wissenschaftlichen und technologischen Voraussetzungen für ein Messprogramm, das den zeitlichen Anforderungen entspricht, wären mittlerweile gegeben. Für eine ausreichende räumliche Auflösung wären allerdings finanzielle Aufwendungen vonnöten, die - wenn überhaupt - nur in einem Großforschungsvorhaben geleistet werden könnten.

Bei der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza konnten im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen lediglich 2 Messstellen für 1 bzw. 2 Jahre in einer geeigneten zeitlichen Auflösung zur Erfassung des ereignisabhängigen Stofftransports beprobt werden.⁷⁷⁰ Damit lassen sich zwar die Frachten der Bilanzmessstellen für die beprobten hydrologischen Jahre relativ genau angeben. Aussagen zum abschnittsbezogenen Eintrag⁷⁷¹ und zum fließstreckenspezifischen Prozess der P-Bindung und -Freisetzung sind damit nicht möglich. Die Frachten setzen sich demzufolge aus zwei durch Messdaten nicht bestimmbare Unbekannte zusammen.

Grützner et al. (1995: 194) fordern für den Fall, dass keine hinreichenden Daten des realen Systems zur Verfügung stehen, mindestens eine Prüfung des Modells und der Simulationsresultate auf Plausibilität und Konsistenz. Über diese Mindestanforderungen hinaus kann im Rahmen der vorliegenden Untersuchung zum einen eine Gegenüberstellung mit den Ergebnissen eines parallelen Vorhabens erfolgen. Im Hinblick auf die ermittelte räumliche Dispersion des Stofftransports kann zum anderen auf Messdaten einzelner Messstellen zurückgegriffen werden. Deren zeitliche und räumliche Auflösung ist zwar nicht für eine Regressionsanalyse geeignet, erlauben aber zumindest eine grobe Einschätzung der erzielten Berechnungsergebnisse. Die beiden Falsifizierungsansätze lauten damit:

1. Überprüfung der Eintragspartitionen und Gesamtreention für die Bilanzmessstellen durch Vergleich mit den Ergebnissen eines anderen Modells
2. Überprüfung der raumbezogenen Ergebnisse anhand von Messstellen entlang der Gewässerläufe

4.4.1 Überprüfung der Eintragspartitionen und Gesamtreention

Als vergleichbare Untersuchungsansätze stehen für den Bezugsraum zwei Studien zur Abschätzung der Emissions- und Immissionspartitionen sowie der einzugsgebietsspezifischen Retention von Behrendt et al. (1996, 1998) zur Verfügung. Methoden und Modelle dieses Ansatzes werden kurz dargestellt und deren Ergebnisse den Resultaten der vorliegenden Untersuchung gegenübergestellt. Der Vergleich mit den Untersuchungen von Behrendt et al. ist vor allem auch deshalb interessant, da sich die von dieser Arbeitsgruppe verwendeten Berechnungsalgorithmen z.T. auf statistische Analysen von

⁷⁷⁰ Siehe Kap. 4.3.2.

⁷⁷¹ Die Einträge konnten lediglich über Messungen an den Austragsquellen überprüft werden (siehe Kap. 4.2.3).

ca. 100 mitteleuropäischen Flusseinzugsgebieten beziehen (Behrendt & Opitz 1999) und infolgedessen in ihrer Aussagefähigkeit über das hier betrachtete Einzugsgebiet hinausreichen.

Die Untersuchungen von Behrendt et al. beschränken sich innerhalb des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen auf das Teileinzugsgebiet der Bösen Sieben (TEZG Süßer See) und das Teileinzugsgebiet der Querne-Weida (TEZG Salziger See) und wurden 1996 (Böse Sieben; Behrendt et al. 1996) sowie 1998 (Querne-Weida; Behrendt et al. 1998) durchgeführt. Ihnen liegen nachfolgende emissions- und immissionsseitige Ansätze zugrunde. Durch den zeitlichen Abstand beider Untersuchungen erfolgte eine methodische Weiterentwicklung für das TEZG Querne-Weida. Die einzelnen Methoden sind:

1. Quantifizierung der *diffusen Nährstoffemissionen* aus Landnutzungsdaten mittels Regressionsmodellen (Kauppi 1979, Rekolainen 1989): Anwendung im TEZG Böse Sieben (mangels Datenverfügbarkeit keine plausiblen Ergebnisse; Behrendt et al. 1996)
2. Quantifizierung der *Gesamtemissionen* mittels Regressionsfunktion aus dem Verhältnis von flächenspezifischer Nährstoffretention und spezifischer Abflussspende (Behrendt 1995): Anwendung im TEZG Böse Sieben (mangels Datenverfügbarkeit keine plausiblen Ergebnisse; Behrendt et al. 1996) und im TEZG Querne-Weida (Behrendt et al. 1998)
3. Quantifizierung der *Anteile von punktuellen und diffusen Nährstoffemissionen* mittels Immissionsschätzungen nach Behrendt (1993, 1994; ohne Berücksichtigung Retention): Anwendung im TEZG Böse Sieben (Behrendt et al. 1996)
4. Quantifizierung der *Anteile der diffusen Emissionsquellen an der Nährstoffimmission* (TP) mittels Regressionsmodell (Behrendt et al. 1996): Anwendung im TEZG Böse Sieben (mangels Datenverfügbarkeit keine plausiblen Ergebnisse; Behrendt et al. 1996) und TEZG Querne-Weida (Behrendt et al. 1998)
5. Quantifizierung der *punktuellen und diffusen Nährstoffemissionen* mit Hilfe des Modells MONERIS (model of nutrient emissions into river systems; Behrendt et al. 1999): Anwendung im TEZG Querne-Weida (Behrendt et al. 1998)

An dieser Stelle kann nicht im Einzelnen auf die mit den genannten Methoden erzielten Teilergebnisse eingegangen werden. Der Vergleich mit der vorliegenden Arbeit soll sich auf die von Behrendt et al. (1996, 1998) zusammenfassend angegebenen pfadspezifischen Gesamtemissionen sowie auf die Retention beziehen. Betrachtet werden die Teileinzugsgebiete Böse Sieben und Querne-Weida. Für das TEZG Böse Sieben ist als Voraussetzung für eine Vergleichbarkeit eine Anpassung der stark divergierenden Jahresfrachten an die Abflussverhältnisse der vorhergehenden hydrologischen Jahre mit ihrer Auswirkung auf den Stofftransport erforderlich. So wurden von Behrendt et al. (1996) 2.173 kgTP/a bei einem MQ von 92 l/s bestimmt, in der vorliegenden Arbeit im Messzeitraum 1998 4.000 kgTP/a bezogen auf einen MQ von 159 l/s.

Neben den abweichenden hydrologischen Verhältnissen sind die Unterschiede vor allem auf die unterschiedlichen Messprogramme zurückzuführen. Den beiden Untersuchungen von Behrendt liegen lediglich Messdaten aus dem 14-tägigen Routinemessnetz des Landeskundlichen Gewässerdienstes (STAU Halle (Saale)) zugrunde. Eine

ereignisbezogene Beprobung erfolgte erst ab 1997 und stand damit nur für die vorliegende Arbeit zur Verfügung.

Zur Gewährleistung einer Vergleichbarkeit werden die von Behrendt et al. (1996) errechneten absoluten Einträge entsprechend ihrem prozentualen Anteil und der Retention auf die der vorliegenden Arbeit zugrunde liegenden, ereignisbezogen ermittelten Jahresfracht bezogen. Dies ist nur deshalb möglich, weil sich die Emissionsabschätzung für das TEZG Böse Sieben bei Behrendt et al. (1996) ausschließlich auf immissionsbezogene Modelle stützt. Für den Vergleich der Retention als Verhältnis von Emission und Immission spielen die absoluten Werte nicht unbedingt eine Rolle. Deshalb kann dahingehend auf die in beiden Untersuchungen ermittelten Wertepaare Bezug genommen werden.

Für das TEZG Querne-Weida erfolgt keine Anpassung der Berechnungsergebnisse. Die Diskrepanz zwischen den Jahresfrachten⁷⁷² liegt mit 466 kgTP/a unter 6%. Ursache dafür dürften einerseits genauere Messdaten für die vorliegende Arbeit sein,⁷⁷³ vor allem aber ein um 3,6 km unterstrom liegender Bezugspegel mit einem um 7,3 % größeren Einzugsgebiet. Dieser systematische Fehler soll aufgrund der relativ geringen Abweichung bezogen auf das gesamte TEZG Querne-Weida in Kauf genommen werden. Eine Anpassung der Frachten beider Untersuchungen, wie für die Böse Sieben, wäre für das TEZG Querne-Weida nicht zulässig, da in die Gesamtergebnisse von Behrendt et al. auch emissionsbezogene Ansätze eingeflossen sind.⁷⁷⁴

Tabelle 4-14: Gegenüberstellung der pfadspezifischen Einträge von Gesamtphosphor im TEZG Böse Sieben aus vorliegender Arbeit und Untersuchungen von Behrendt et al. (1996)

	vorliegende Arbeit*		Behrendt et al. 1996**		Differenz	
	[kg/a]	[%]	[kg/a]	[%]	[kg/a]	[%]
atmosphärischer Eintrag	5	0,04	---	---	5	---
punktuell (Schmutzw.)	6.041	56,56	5.890	61,53	151	- 4,97
versieg. urb. Flächen	2.113	19,78	1.841	19,23	272	0,55
Landoberflächenabfluss	2.227	20,85	1.841	19,23	386	-1,62
Direkteintrag Düngung	47	0,44	---	---	47	---
Zwischen- u. Basisabfluss	247	2,13	---	---	247	---
Summe	10.680	100,00	9.572	100,00	1.108	0,00

* Berechnung auf Basis von Emissionsmessungen, Gebiets- und Literaturdaten; ** eigene Neuberechnung aus Gründen der Vergleichbarkeit auf Basis Gesamtfracht von 4.000 kg/a (Baum & Schmidt 1998; Messzeitraum hydrol. Jahr 1997/98) statt Gesamtfracht von 2.173 kg/a (Behrendt et al. 1996; Messzeitraum 1994-96)

Die Tabellen 4-15 und 4-16 zeigen die Gegenüberstellungen der in der vorliegenden Arbeit und nach den Untersuchungen von Behrendt et al. (1996, 1998) abgeschätzten

⁷⁷² Behrendt et al. (1998): 7.400 kg TP/a, MQ = 290 l/s; vorl. Arbeit: 7.866 kg TP/a, MQ = 305 l/s.

⁷⁷³ Behrendt et al. (1998): Routinemessnetz STAU Halle (1997a); vorliegende Arbeit: ereignisbezogene Messungen nach Frühauf & Schmidt (1998a, b).

⁷⁷⁴ Siehe oben Ziff. 2 und 5 in Kap. 4.2.3.

Gesamteinträge für die beiden größten Teileinzugsgebiete des Bezugsraums. Für das TEZG Böse Sieben sind die Unterschiede der Eintragspartitionen gering und liegen unter 5 %. Mit einem höheren Eintrag von ca. 10 % in der vorliegenden Arbeit stimmen die absoluten Ergebnisse größenordnungsmäßig überein. Betrachtet man die einzelnen Eintragspfade, ergeben sich bei Behrendt (1996) gegenüber dem Stofftransport-Bilanzmodell geringfügig niedrigere Einträge bei den punktuellen Einträgen (-2,50 %), den urban versiegelten Flächen (-12,87 %) und dem Landoberflächenabfluss (-17,34 %).

Ursache dafür dürfte die detaillierte Auswertung der Abwasserbeseitigungspläne in der vorliegenden Arbeit sein. Dadurch ist davon auszugehen, dass die punktuelle Restbelastung nach Überleitung des Ablaufes der Kläranlage Eisleben in das Einzugsgebiet des Salzigen Sees präziser abgeschätzt werden konnte. Bezüglich der Einträge von versiegelten urbanen Flächen wäre analog zum TEZG Querne-Weida eine unterschiedliche Flächenbasis denkbar, was für die Untersuchungen von Behrendt hier nicht rekonstruiert werden kann. Beim Landoberflächenabfluss liegt der Grund bei den unterschiedlichen flächenbezogenen Berechnungsansätzen. Diese stützen sich in dieser Arbeit auf Deumlich & Frielinghaus (1994), bei Behrendt (1996) auf eigene Modelle. Für die Pfade Direkteintrag durch Düngung und Zwischen- und Basisabfluss fehlen Berechnungen bei Behrendt.

Tabelle 4-15: Gegenüberstellung der pfadspezifischen Einträge von Gesamtphosphor im TEZG Querne-Weida aus vorliegender Arbeit und Untersuchungen von Behrendt et al. (1998)

	vorliegende Arbeit*		Behrendt et al. 1998**		Differenz	
	[kg/a]	[%]	[kg/a]	[%]	[kg/a]	[%]
atmosphärischer Eintrag	6	0,04	25	0,18	-19	- 0,14
punktuell (Schmutzw.)	10.481	68,04	8.500	61,48	1.981	6,56
versieg. urb. Flächen	1.476	9,58	500	3,62	976	5,96
Landoberflächenabfluss	2.769	17,98	3.700	26,76	-931	-8,78
Direkteintrag Düngung	79	0,52	---	---	---	---
Zwischen- u. Basisabfluss	593	3,85	850	6,15	-257	-2,30
Drainage	---	---	250	1,81	---	---
Summe	15.405	100,00	13.825	100,00	1.580	0,00

* Messstelle Einlauf Ottilie; ** Messstelle Stedten

Für das TEZG Böse Sieben sind die Unterschiede in der Partition gering und liegen durchweg unter 5 %. Mit einem höheren Eintrag von ca. 10 % in der vorliegenden Arbeit stimmen die absoluten Ergebnisse größenordnungsmäßig überein. Betrachtet man die einzelnen Eintragspfade, ergeben sich geringfügig höhere Einträge bei den punktuellen Einträgen (2,50 %), den urban versiegelten Flächen (12,87 %) und dem Landoberflächenabfluss (17,34 %).

Bezüglich der Eintragspartition im TEZG Querne-Weida unterscheiden sich die beiden Untersuchungsansätze um bis zu 9 %. Die absoluten Gesamteinträge werden in der

vorliegenden Arbeit mit 10 % höher eingeschätzt, was insbesondere auf die um 13,5 km² (7,3 % EZG Querne-Weida) größere Einzugsgebietsfläche mit zusätzlichen Siedlungen (+ 4.733 E = 19 %) zurückzuführen ist.⁷⁷⁵ Dies führt zu einer vergleichbar niedrigeren Berechnung der punktuellen Einträge bei Behrendt et al. (1998) um -19 %.⁷⁷⁶

Die Einträge von urban versiegelten Flächen weichen signifikant zwischen beiden Ansätzen ab und liegen bei der Vergleichsuntersuchung um 66 % niedriger. Dies lässt sich nicht alleine mit der unterschiedlichen Einzugsgebietsgröße begründen, sondern beruht vor allem auf der Flächenberechnung. Im Unterschied zu 3,103 km² versiegelten urbanen Flächen auf der Grundlage von CORINE Landcover bei Behrendt et al. (1998) konnte in der vorliegenden Arbeit durch Auswertung von CIR-Luftbilddaten (M 1 : 10.000) eine versiegelte urbane Fläche von 9,182 km² ermittelt werden. Das Verhältnis der Bezugsflächen entspricht in etwa der Differenz der absoluten Eintragungshöhen (jeweils 0,34). Im Vergleich zum Anteil dieses Pfades im TEZG Böse Sieben von Behrendt (1996) erscheint die Eintragungshöhe für das EZG Querne-Weida außerdem unverhältnismäßig niedrig.

Die Differenzen beim Runoff um 34 % dürften ebenfalls auf die Unterschätzung des diffusen Eintrags von versiegelten urbanen Flächen zurückzuführen sein. Behrendt et al. (1998: 7) verwenden einen kombinierten Ansatz zur Ermittlung des Eintrags von landwirtschaftlichen und versiegelten urbanen Flächen. Interessant ist, dass die Berechnungen von Behrendt in den beiden Einzugsgebieten im Vergleich zum Stofftransport-Bilanzmodell einmal zu niedrigeren (TEZG Böse Sieben) und einmal zu höheren Einträgen durch Landoberflächenabfluss (TEZG Querne-Weida) führen. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass sich die verwendeten Ansätze unterscheiden (siehe oben).

Die Gegenüberstellung der beiden Untersuchungsansätze nach den berechneten Einträgen beruht gerade durch die Verwendung von Immissionsmodellen bei Behrendt (1996, et al. 1998) auf unterschiedlichen Frachten. Aus diesem Grund wird als weitere vergleichende Größe die Retention herangezogen. Sie bietet den Vorteil, dass ihre relative Angabe unabhängig von den gemessenen Frachten und den daraus ermittelten Einträgen ist. In Tabelle 4-16 sind die prozentualen Rückhalte für die Teileinzugsgebiete von Böser Sieben und Querne-Weida dargestellt. Für beide Einzugsgebiete ergibt sich trotz unterschiedlicher Einträge und Frachten eine größenordnungsmäßige Übereinstimmung zwischen den beiden Untersuchungen. Die Ergebnisse für die vorliegende Untersuchung liegen um 4 % (TEZG Böse Sieben) bzw. 3 % (TEZG Querne-Weida) über denen von Behrendt. Ursache dafür dürften die nicht nur absolut, sondern auch in der Relation zu den Frachten höher berechneten Einträge sein.

⁷⁷⁵ Behrendt et al. (1998) beziehen ihre Ergebnisse auf den Pegel Stedten, die vorliegende Arbeit auf den 3,6 km unterstrom gelegenen Pegel Einlauf Ottilie. Ursache für die unterschiedliche Wahl des Bezugspegels war die Tatsache, dass der unmittelbar am Seeinlauf gelegene Pegel Ottilie aufgrund von Plausibilitätsproblemen der Messdaten für die immissionsseitigen Modelle als nicht hinreichend aussagefähig eingestuft wurde (Behrendt et al. 1998). Durch den emissionsbezogenen Ansatz spielt dieser Aspekt in der vorliegenden Arbeit keine Rolle. Stattdessen sollten die bis zum Seeinlauf hinzukommenden P-Einträge der Orte Stedten (1996: 1.251 E) und Röblingen a.S. (1996: 3.482 E) in die Bilanz mit aufgenommen werden.

⁷⁷⁶ Der identische Wert ist zufällig, da für die Berechnung der punktuellen Einträge die jeweilige Abwasserbehandlung einfließt.

Nach der von Behrendt & Opitz (1999: 126f.) unter Auswertung zahlreicher Flussgebiete in Europa aufgestellten Regressionsfunktion für die P-Retention in Abhängigkeit von der Abflussspende müssten beide Einzugsgebiete aufgrund identischer Abflussspenden von je 1,5 l/(km² * s) übereinstimmend eine P-Retention zwischen 60 - 100 % aufweisen. Die Werte für die Böse Sieben liegen in diesem Bereich. In der Querne-Weida schlagen sich sehr wahrscheinlich die erheblichen Einträge im Unterlauf nieder. Nicht zuletzt daran wird deutlich, dass sich die Regression auf große Flussgebiete bezieht und insofern für den Untersuchungsraum nur eine sehr pauschale Größenordnung angibt.

Tabelle 4-16: Gegenüberstellung der Gesamteinträge, -frachten und Retention für Gesamtposphor in TEZG Böse Sieben und TEZG Querne-Weida aus vorliegender Arbeit und Untersuchungen von Behrendt (1996, et al. 1998)

Einzugsgebiet / Fließgewässer	Ges.-Eintrag vorl. Arbeit [kg/a]	Ges.-Fracht vorl. Arbeit [kg/a]	Rückhalt vorl. Arbeit [%]	Ges.-Eintrag Behrendt [kg/a]	Ges.-Fracht Behrendt [kg/a]	Rückhalt Behrendt [%]
Böse Sieben	10.680	4.000	62	5.200*	2.173*	58
Querne-Weida	15.405	7.866	49	13.800**	7.400**	46

* Behrendt (1996); **Behrendt et al. (1998; Pegel Schraplau statt Einlauf Ottilie)

Betrachtet man die Gegenüberstellung von Partitionen und Rückhalten unter dem Gesichtspunkt der Falsifizierung erscheint folgende Interpretation möglich. Bezüglich der Ermittlung der absoluten Einträge ergibt sich aus dem Vergleich der beiden Untersuchungen kein Hinweis auf eine unzutreffende Abbildung der Wirklichkeit. Die Differenz von 10 % liegt im Bereich einer für mesoskalige Prozesse von Landschaften engen Fehlertoleranz. Die Reflexion dieser Abweichung lässt darauf schließen, dass ihre Ursache sehr wahrscheinlich in genaueren Datengrundlagen des Stofftransport-Bilanzmodells liegt.

Im Hinblick auf die Eintragspartitionen weisen die Abweichungen < 5 % im TEZG Böse Sieben ebenfalls nicht auf eine fehlerhafte Modellierung hin. Dennoch sind die Unterschiede der absoluten Werte signifikant. Einige Gründe weisen auf die Plausibilität der mit dem Stofftransport-Bilanzmodell gewonnenen Ergebnisse hin. Durch die Gegenüberstellung von nur zwei Ansätzen ist eine dahingehende Falsifizierung jedoch nicht möglich. Im TEZG Querne-Weida ist die Spannbreite der Abweichung in der Partition größer (< 9 %). Hierbei schlägt sich zum Teil die unterschiedliche Größe der Bezugsräume beider Untersuchungen nieder. Ungeachtet dessen sind die Unterschiede gerade bei den Einträgen durch Landoberflächenabfluss ganz erheblich. Dahingehend wäre eine weitergehende Falsifizierung mit Hilfe anderer Modellkonzepte (z.B. Halbfass 2004) anzustreben.

Bezogen auf die Retention weist der Modellvergleich mit Unterschieden von 3 bzw. 4 % nicht auf grobe Fehler des Stofftransport-Bilanzmodells hin. Zugleich ist deutlich geworden, dass die Regressionsbeziehungen für große europäische Flussgebiete für die Mesoskala des Untersuchungsgebiets nur bedingt herangezogen werden können.

4.4.2 Überprüfung der raumbezogenen Aussagen

Zur Überprüfung der raumbezogenen Verteilung der Einträge können den berechneten gewässerabschnittsbezogenen Frachten extrapolierte Frachten aus Messwerten des Routinemessnetzes des Gewässerkundlichen Landesdienstes gegenübergestellt werden. In Anbetracht der erheblichen Ungenauigkeit des Routinemessprogramms mit z.T. nur 6 Probennahmen im Jahr 1998 im Vergleich zur ereignisbezogenen Kalibrierung der Frachten des Modells kann es dabei nur um Ähnlichkeiten der berechneten und gemessenen Längsprofile gehen. Eine statistische Auswertung erscheint mit der derzeitigen Datenbasis nicht sinnföellig. Hierfür wäre ein zeitlich höher auflösendes Messprogramm erforderlich, wie es an den Bilanzpegeln durchgeführt worden ist.

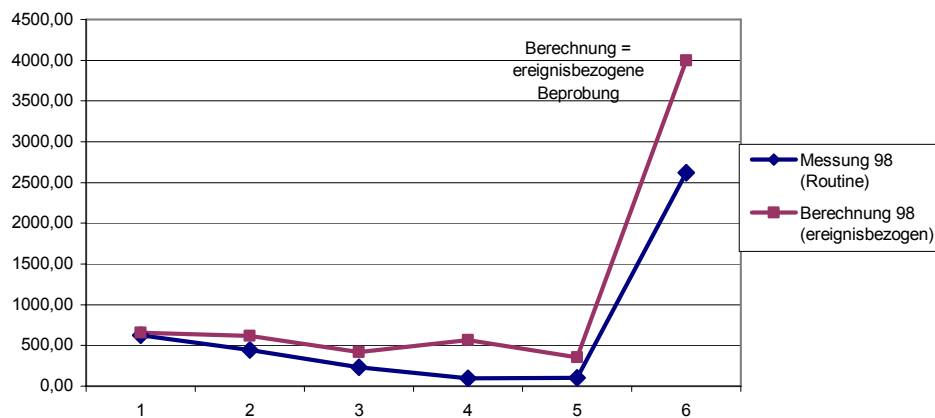


Abbildung 4-11: Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Jahresfrachten für ausgewählte Messstellen der Bösen Sieben (in Fließrichtung von links nach rechts; fortlaufende Nummerierung)

Eine derartige Gegenüberstellung bietet sich prinzipiell für beide bisher untersuchten Einzugsgebiete der Hauptzuflüsse der Mansfelder Seen an. Bei der Extrapolation der Routinemessdaten im Oberlauf der Querne-Weida ergaben sich allerdings wenig plausible Resultate. Danach würden sich bereits für den extensiv genutzten Oberlauf Jahresfrachten von 6.300 kg ergeben. Dies würde 80 % der Gesamtfracht des Einzugsgebiets entsprechen. Die sehr zufällig bestimmten, sporadischen Messwerte erscheinen deshalb für eine Falsifizierung ungeeignet.

Analoge Unsicherheiten gelten für die Böse Sieben. Dort scheint die Größenordnung der Einträge das Längsprofil der Frachten zumindest plausibel abzubilden. Die Beprobungen erfolgten für sämtliche Messstellen jeweils an denselben Tagen. Demzufolge ist nicht mit wesentlichen Unterschieden in den Abflussverhältnissen zwischen den Messstellen zu rechnen.

Die Gegenüberstellung der berechneten und gemessenen Frachten für das Längsprofil der Bösen Sieben ist unter diesen erheblichen Einschränkungen hinsichtlich der Validität der Messdaten zu interpretieren. Vor allem ist zu beachten, dass die Messwerte des Bilanzpegels aus der ereignisbezogenen Beprobung (entspricht Berechnungsgrundlage

des Modells) und dem Routinemessnetz einen eklatanten Unterschied aufweisen (siehe Abb. 4-11). Er lässt auch für die übrigen Messstellen eine generelle Unterschätzung der realen Frachten durch das Routinemessprogramm erwarten. Vor diesem Hintergrund lassen sich die durchwegs höher berechneten Frachten erklären. Mit Ausnahme des Messpunktes 4 folgen sie recht gut dem Profil der gemessenen Frachten. Der Messpunkt 4 ist im Modell stark durch erosive P-Einträge bestimmt. Gerade diese werden mit der Routinemessung nicht abgebildet.

Insgesamt können unter Berücksichtigung der erheblichen Unsicherheiten der „gemessenen“ Frachten keine Anhaltspunkte für grundlegende Fehler für die raumbezogenen Ergebnisse des Stofftransport-Bilanzmodells identifiziert werden. Eine plausible Abschätzung der räumlichen Größenordnungen der Einträge und Frachtbeiträge erscheint gegeben. Für eine anzustrebende genauere Falsifizierung wäre ein zeitlich kontinuierliches Messprogramm für die einzelnen Messstellen vonnöten, wie es am Bilanzpegel realisiert worden ist. Ein solches Programm stand für die vorliegende Arbeit nicht zur Verfügung.

4.5 Handlungsfelder und -optionen

Für die Reduzierung der Einträge von Gesamtphosphor spielen grundsätzlich die in Tabelle 4-17 genannten Handlungsfelder und -optionen eine Rolle. Eine detaillierte Darstellung der einzelnen Maßnahmen ist an dieser Stelle nicht möglich. Dazu wird auf Schanze (1999: 169-195) verwiesen. Für die genannten Handlungsfelder erfolgt eine gezielte Auswahl von Beispielen, um die Prinzipien der Bearbeitung deutlich zu machen. Nach einer kurzen Beschreibung der Handlungsoptionen stehen deshalb die Operationalisierung bzw. Parametrisierung ihrer Einwirkungen und ihre räumliche Allokation im Vordergrund.

Tabelle 4-17: Handlungsfelder und -optionen zur Reduzierung der Phosphorzufuhr in die Mansfelder Seen

Handlungsfelder	Handlungsoptionen
Siedlungswasserwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Schmutzwasser: <ul style="list-style-type: none"> - Kanalisation, Überleitung, Kläranlagenausbau • Niederschlagswasser: <ul style="list-style-type: none"> - Straßenreinigung, Entsiegelung, Versickerung - bewachsene Regenrückhalteräume
Landwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Nutzungsintegrierte Verringerung oberirdischer Stoffausträge • Verringerung oberirdischer Stoffausträge durch Flächenumwidmung • Anlage von Stoffrückhalteräumen • Erhöhung des Gebietsrückhalts
Wasserbau, Gewässerbewirtschaftung	<ul style="list-style-type: none"> • Entwicklung von Gewässerschonstreifen • Flusswasseraufbereitung am Zulauf des Süßen Sees

4.5.1 Siedlungswasserwirtschaft

Als siedlungswasserwirtschaftliche Handlungsoptionen zur Reduzierung von Phosphoreinträgen können für den Bezugsraum Kanalisation, Überleitung, Kläranlagenausbau sowie die Straßenreinigung für das Stofftransport-Bilanzmodell operationalisiert werden. Entsiegelung, Versickerung und Regenwasserrückhaltebecken wären ebenfalls simulierbar, allerdings fehlen für deren räumliche Konkretisierung geeignete Planungen. Eine pauschale Allokation dieser Maßnahmen erscheint nicht sinnfällig. Aufgrund des maßgeblichen Anteils an der Eintragspartition werden im Folgenden die Handlungsoptionen zur Reduzierung der punktuellen Einträge beispielhaft dargestellt.

Beschreibung

Auf der Grundlage von § 153 WG LSA wurde für das Einzugsgebiet der Salza der Abwasserbeseitigungsplan Salza aufgestellt (RP Halle 1999).⁷⁷⁷ Für die Stoffeinträge in die Gewässer sind insbesondere die geplanten Maßnahmen zur Erhöhung der Anschlussgrade von Haushalten und Betrieben, die Steigerung der Kapazitäten und Reinigungsleistungen der Abwasserbehandlungsanlagen sowie die Veränderung der Kläranlagenabläufe durch regionale Überleitung von Schmutzwasser relevant. Als Entwicklungsrahmen ist die prognostizierte Bevölkerungsentwicklung zu berücksichtigen.

Bei der Konzeption des Abwasserbeseitigungsplans sind wegen der gebietsspezifischen Erfordernisse für die Mansfelder Seen über die Mindest-Anforderungen der Rahmen-AbwasserVwV hinausgehende höhere Anforderungen an die Abwasserentsorgung zugrunde gelegt worden (vgl. Abwasserleitlinien LSA). Nach der Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/598/EWG) gehört der Bezugsraum zur Gruppe der „empfindlichen Gebiete“ (RP Halle 1999).

Ortsnetze und Hauptsammler

Durch den Ausbau der Ortsnetze und Hauptsammler soll sich laut Abwasserbeseitigungsplan der durchschnittliche Anschlussgrad an öffentliche Kläranlagen für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen von 53 % (1996) auf 95 % (2020) erhöhen. Die Änderungen innerhalb der einzelnen Teileinzugsgebiete sind Tabelle 4-18 zu entnehmen. Bezüglich des Kanalisationsverfahrens sieht der Abwasserbeseitigungsplan Salza eine deutliche Erhöhung der Städte und Gemeinden mit Trennsystem vor. Im Vergleich zu 1996 soll das Schmutzwasser von 15 % der Einwohner im Mischverfahren (1996: 20 %) und dafür von 85 % Einwohnern im Trennverfahren (1996: 60 %) erfasst werden.

Eine Beibehaltung oder ein Umbau der Kanalisation zu Mischsystemen ist lediglich für 4 Gemeinden⁷⁷⁸ im TEZG Süßer See sowie für die Stadt Querfurt im TEZG Salziger See vorgesehen. Für die Gewerbe- und Industriebetriebe wird ein geplanter Anschlussgrad

⁷⁷⁷ Lediglich die ins Einzugsgebiet der Mansfelder Seen hineinragenden Teile der Ortslage Blankenheim gehören bereits zum Geltungsbereich des Abwasserbeseitigungsplans Helme.

⁷⁷⁸ Unterrißdorf, Lüttchendorf, Seeburg und Aseleben

von 100 % angegeben. Sofern sie nicht über eigene Abwasserbehandlungsanlagen verfügen, erfolgt ihre Kläranlagenanbindung über die örtliche Kanalisation.

Tabelle 4-18: Anschlussgrade der Einwohner an öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen 1996 und 2020 im Bezugsraum des Bewirtschaftungsplans Salza

Einzugsgebiet	Einwohner 1996 [Ew]	Anschluss- grad 1996 [%]	Einwohner 2020 [Ew]	Anschluss- grad 2020 [%]	Differenz An- schlussgrad [%]
Böse Sieben	40.016	74	40.015	94	20
Salzgraben	2.770	30	2.770	96	66
Direkteinzugsgebiet Süßer See	976	0	980	95	95
Querne-Weida	24.702	31	25.138	96	65
Hornburger Graben	1.644	0	1.680	95	95
Direkteinzugsgebiet Salziger See	2.548	0	2.582	95	95
EZG Mansfelder Seen (Mittel)	72.656	(53)	73.165	(95)	(42)

Datengrundlage: RP Halle (1999), eigene Berechnung

Abwasserbehandlungsanlagen

Von den örtlichen Kläranlagen Annarode und Schmalzerode abgesehen ist künftig eine Überleitung der Abwässer in 2 überörtliche Abwasserbehandlungsanlagen unterstrom der Mansfelder Seen vorgesehen (Ringkanalisation).⁷⁷⁹ Die überalterte Kläranlage Eisleben soll nur mehr eine mechanische Vorklärung der Abwässer vor deren Überleitung in die Kläranlage Rollsdorf übernehmen. Die Kläranlagen Stedten, Helbra und Querfurt werden außer Betrieb genommen. Die beiden überörtlichen Anlagen werden über Reinigungsstufen zur Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphoreliminierung verfügen.⁷⁸⁰ Für sämtliche nicht angeschlossenen Einleiter sind Kleinkläranlagen⁷⁸¹ oder in öffentlichen Kläranlagen zu entsorgende Abwassertanks vorgesehen. (siehe Tab. 4-19)

Operationalisierung Einwirkung

Für die Simulation der Maßnahmen des Abwasserbeseitigungsplans und der Bevölkerungsprognose können diese unmittelbar in die zugrunde liegenden GIS-Cover und die Parameter der Gleichung 4.1 des Stofftransport-Bilanzmodells überführt werden. Darüber hinaus sind die Änderungen der Kanalisationsverfahren auch in die Neuberechnung der Einträge von versiegelten urbanen Flächen nach den Gleichungen 4.3 und 4.4 eingeflossen. Die Erneuerung der Kleinkläranlagen ließ sich trotz einer grundsätzlich geeigneten Parametrisierung mangels Angaben über den Ausgangszustand nicht operationalisieren.

⁷⁷⁹ Abwasserbehandlungsanlagen Rollsdorf und Pfützthal (außerhalb Bezugsraum).

⁷⁸⁰ Die Anlage Rollsdorf wird darüber hinaus für erhöhte Anforderungen an die Abwasserreinigung ausgelegt.

⁷⁸¹ Mehrkammerausfallgruben (DIN 4261 Teil 1) oder Pflanzenkläranlagen nach dem Stand der Technik.

Tabelle 4-19: Vorhandene und geplante Kläranlagen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

Kläranlage	Reinigungsstufe	Anforderung Abwasserbeseitigung	In-(Außer-)betriebnahme	Kapazität 1996 (EW)	Kapazität 2020 (EW)	Ablauf Gewässer 1996	Ablauf Gewässer 2020
KA Rollsdorf	MBNDP	erhöht	1994	40.000	70.000	Salza	Salza
KA Stedten	MB	vermindert	1964 (2005)	2.500	---	Weida	---
KA Eisleben	MBP	Mindest	1905 (2002)	45.000	---	Erdeb. Grab.	KA Rollsdorf
KA Helbra	MBP	vermindert	1962 (1999)	18.000		Wild. Graben	---
KA Schmalzerode	MBNDP	Mindest	1964	600	600	Neckendorf. Grundbach	Neckendorf. Grundbach
KA Querfurt	M	vermindert	vor 1990	7.000	---	Querne	KA Karsdorf
KA Annarode	MBN	erhöht	1996	---	750	Vietzbach	Vietzbach
KA Pfützthal	MBNDP	Mindest	1995	7.500	30.000	Saale	Saale

Erklärung: M = mechanisch, B = biologisch, N = Nitrifikation, D = Denitrifikation, P = Phosphatelimination
 Datengrundlage: Regierungspräsidium Halle 1999

4.5.2 Landwirtschaft

Weite Flächen des Bezugsraums sind aufgrund ihrer hohen Ertragsfähigkeit⁷⁸² im Regionalen Entwicklungsprogramm für den Regierungsbezirk Halle (REP) als „Vorranggebiete für Landwirtschaft“ ausgewiesen. Für die Handlungsoptionen zur Verringerung der Phosphoreinträge in die Gewässer des Einzugsgebiets der Mansfelder Seen reichen deshalb pauschale Extensivierungsvorschläge nicht aus. Stattdessen ist eine Abstufung der Restriktion für die Landwirtschaft in Abhängigkeit von der relativen Einwirkung von Standorten erforderlich. Dazu werden Handlungsoptionen formuliert, die einerseits in unterschiedlichem Ausmaß die Abtragswirksamkeit der Flächen verringern. Andererseits sind für ausgewählte Gebiete Stoffrückhalteräume als off-site-Maßnahme konzipiert worden.

4.5.2.1 Abtragswirksame Standorte

Die Berechnung der flächenspezifischen Frachtbeiträge in Kapitel 4.3.4 bietet die Möglichkeit einer prinzipiell kontinuierlichen Skalierung der Abtragswirksamkeit von Flächen. Vor diesem Hintergrund erfolgt zunächst die Identifizierung grundlegender Maßnahmen. Für diese wird anschließend eine Zuordnung von Maßnahmen zu bestimmten Skalenbereichen und damit eine räumliche Allokation vorgenommen. Folgende flächenbezogenen Maßnahmen sind betrachtet worden:

- Nutzungsintegrierte Verringerung oberirdischer Stoffeinträge
- Aufforstung von abtragswirksamen Standorten

⁷⁸² Siehe Kap. 4.2.3.3.

Beschreibung

Nutzungsintegrierte Verringerung oberirdischer Stoffeinträge

Diese Handlungsoption geht von einer Fortführung der landwirtschaftlichen Nutzung unter Einhaltung von Bewirtschaftungsauflagen aus. Gegenüber der vorhandenen konventionellen Bodenbearbeitung (vgl. Löwa 1997: 87) wird von einer Minimalbodenbearbeitung ausgegangen. Unter Bezug auf Rode (1995) werden bei der *konventionellen Bodenbearbeitung* „tiefe Pflugfurchen sowie Saatbettbereitung mit Saatbettkombination, Kreiselege o.ä.“ angenommen.

Bei der *Minimalbodenbearbeitung* wird von denselben Anbauverhältnissen ausgegangen. „Im gesamten Anbausystem wird jedoch keine tiefe, wendende Bodenbearbeitung durchgeführt, sondern Ernterückstände werden stets flach eingemischt, und nach Direktsaat besteht eine hohe Mulchbedeckung (> 40 %)“ (ebd.: 125). Konturnutzung ist gegenwärtig im Bezugsraum teilweise bereits verbreitet.⁷⁸³ In Anbetracht ihrer begrenzten Reduktionswirkung eignet sich diese Handlungsoption vor allem für Flächen mit erhöhtem, weniger jedoch für sehr hohes spezifisches Eintragspotenzial.

Aufforstung von abtragswirksamen Standorten

Neben der hohen Ertragsfähigkeit ist gerade für die im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen liegenden Gebiete der Landschaftseinheiten Querfurter Platte, Mittel- und Unterharz und Östliches Harzvorland ein sehr geringer Waldanteil zu konstatieren (vgl. MUN 1994).⁷⁸⁴ In mehreren Agrarstrukturellen Vorplanungen werden deshalb Aufforstungen vorgeschlagen (vgl. Lüdigg et al. 1995: 93, Otto et al. 1996: 135). Die vorliegende Arbeit versucht dieses Ziel der Mehrung der Waldfläche mit dem Ziel des Gewässerschutzes⁷⁸⁵ zu verknüpfen. Dazu wird für extrem abtragswirksame Standorte eine Aufgabe der Ackernutzung und anschließende Aufforstung simuliert.

Operationalisierung

Nutzungsintegrierte Verringerung oberirdischer Stoffeinträge

Eine unmittelbare Parametrisierung der Handlungsoption für das Stofftransport-Bilanzmodell würde empirischen Untersuchungen der Minimalbodenbearbeitung im Kontext der verwendeten empirischen Gleichungen (Gl. 4.5 - 4.14) voraussetzen. Dies konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht geleistet werden. Aus diesem Grund sind vereinfachend empirische Befunde zur relativen Wirksamkeit der Handlungsoption aus der Literatur herangezogen worden. Sie werden als Koeffizienten der berechneten Frachtbeiträge verwendet.

Hinsichtlich der inhaltlichen und skalenmäßigen Betrachtung erscheint die Untersuchung von Rode (1995) für eine Abschätzung der Wirksamkeit geeignet. Allerdings basiert dessen Modellierung auf dem ereignisbezogenen AGNPS-Modell. Durch die Be-

⁷⁸³ Eine räumlich differenzierende Datenbasis stand dafür nicht zur Verfügung.

⁷⁸⁴ Siehe Kap.3.1.2.1.

⁷⁸⁵ (und Bodenschutzes)

zugnahme der Erosionsberechnung auf eine modifizierte USLE,⁷⁸⁶ die Abflusssimulation auf der Basis der langjährigen Reihe 1960-1993 und die Auswahl von 36 repräsentativen Abflussereignissen geben die Resultate zumindest annähernd Jahresmittel wieder (ebd.: 64, 128).⁷⁸⁷

Die naturräumlichen und landwirtschaftlichen Verhältnisse zwischen den hessischen unteren Mittelgebirgslagen bei der Untersuchung von Rode und dem Bezugsraum lassen sich ebenfalls nicht unmittelbar vergleichen. Für die Gebiete des Mittel- und Unterharzes, das Östliche Harzvorland sowie die Randlagen der Querfurter Platte bestehen ähnliche Reliefverhältnisse. Dafür dürfte sich das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen gerade durch im Mittel trockenere klimatische Verhältnisse mit kurzzeitigen intensiven Niederschlagsereignissen sowie die großflächigeren landwirtschaftlichen Nutzflächen unterscheiden.

Mit den genannten Einschränkungen erscheinen die inhaltlichen Ähnlichkeiten beider Untersuchungen insgesamt für eine Übernahme der relativen Ergebnisse von Rode ausreichend. Für die Minimalbodenbearbeitung wird deshalb nach Rode (1995: 132) gegenüber der konventionellen Bodenbearbeitung eine Reduktion des Gesamtposphorausstrags von -20 % zugrunde gelegt. Der Koeffizient der gewässerabschnittsbezogenen Frachtbeiträge lautet demzufolge 0,8.

Aufforstung von abtragswirksamen Standorten

Für die Simulation von Aufforstungen gelten die Aussagen zur nutzungsintegrierten Verringerung oberirdischer Stoffeinträge prinzipiell analog. Als Referenzuntersuchung für die Bestimmung der Wirksamkeit der Maßnahmen wird Hirmer (1984: 66 ff.) aus dem Einzugsgebiet der Glonn (Tertiäres Hügelland) herangezogen. Der Charakter dieses Einzugsgebiets ähnelt insbesondere der Landschaftseinheit Östliches Harzvorland. Speziell die klimatischen Verhältnisse und die landwirtschaftliche Nutzung sind graduell unterschiedlich.

Nach den Ergebnissen von Hirmer liegt der Eintrag von Gesamtposphor aus Waldgebieten bei 5 % der Einträge aus Acker- bzw. Acker-Grünland-Gebieten. Dies deckt sich mit der in Kapitel 4.2.3 konstatierten geringen Bedeutung dieser Eintragsquelle. Vor diesem Hintergrund und mangels geeigneter Gebietsdaten zur Bestockung ist der Eintrag aus Waldgebieten durch Landoberflächenabfluss als vernachlässigbar eingestuft worden. Zur Gewährleistung einer konsistenten Vorgehensweise wird deshalb bei der Realisierung dieser Handlungsoption vereinfachend von einer vollständigen Reduzierung des oberirdischen Gesamtposphoreintrags ausgegangen.

Allokation

Die beiden Handlungsoptionen werden aufgrund ihrer unterschiedlichen Intervention in die landwirtschaftliche Bodennutzung nach der Höhe der spezifischen Frachtbeiträge räumlich zugeordnet. Die Zuweisung unterscheidet sich damit von Maßnahmen des

⁷⁸⁶ Siehe Kap. 4.2.3.3.

⁷⁸⁷ Es wurden jeweils die vier größten Hochwasserereignisse eines Jahres sowie alle Ereignisse mit einem Direktabflussvolumen von mehr als drei Millimeter berücksichtigt (Rode 1995: 128).

Bodenschutzes, die in der Regel nach der Höhe des Bodenabtrags bestimmt werden. Hieraus ergeben sich Implikationen für den Zuordnungsalgorithmus. Der Bodenabtrag kann mit Hilfe der Bodenabtragsgleichungen relativ genau bestimmt werden. Die Frachtbeiträge können durch die Heuristik der „Modell-Schläge“ und die Unsicherheiten bei der Abbildung der Transmissionsprozesse bis zum Übertritt in die Gewässer nur abgeschätzt werden. Die Ergebnisse der Berechnungen des Stofftransport-Bilanzmodells fließen deshalb als Klassen ähnlicher Frachtbeiträge in die Allokationsalgorithmen ein. Hierzu wurden die Quantile der flächenspezifischen Frachtbeiträge bestimmt. Anschließend erfolgte eine Zuordnung gemäß Tabelle 4-20.

Tabelle 4-20: Zuweisung der Handlungsoptionen für abtragswirksame Standorte zu den Szenarios des Bewirtschaftungsplans Salza in Abhängigkeit von Quantilen der flächenspezifischen Frachtbeiträge

Quantile Frachtbeiträge	Priorität	Status quo-Szenario	Bewirtschaftungs-Szenario	Maximal-Szenario
0 - 25	1. Priorität	---	---	„Nutzungsintegriert“
25 – 90	2. Priorität	---	„Nutzungsintegriert“	„Nutzungsintegriert“
90 – 100	3. Priorität	---	„Nutzungsintegriert“	„Aufforstung“

„Nutzungsintegriert“ = Handlungsoption „Nutzungsintegrierte Verringerung oberirdischer Stoffeinträge“;

„Aufforstung“ = Handlungsoption „Aufforstung von abtragswirksamen Standorten“

4.5.2.2 Anlage von dezentralen Stoffrückhalteräumen

Aus der Fragestellung der vorliegenden Arbeit wurde ein Verfahren zur Lokalisierung, Bemessung und Wirkungsabschätzung von dezentralen Stoffrückhalteräumen (SRR) entwickelt (Pfützner et al. 2001). Es basiert auf der Kombination der Sediment-Abtragsmodellierung von Pagenkopf (1998, 1999), der hydrologischen Modellierung von Pfützner (1998, 1999b) sowie dem Stofftransport-Bilanzmodell und Vorschlägen zur baulichen Konstruktion der vorliegenden Arbeit. Das Verfahren wird im Folgenden im Hinblick auf die konstruktive Gestaltung der Becken, ihre Operationalisierung und Allokation zusammenfassend dargestellt. Weitere Einzelheiten enthalten die genannten Veröffentlichungen und Studien. Wissenschaftliche Untersuchungen zur Sedimentation in dezentralen naturnahen Rückhalteräumen stehen insgesamt noch am Anfang (vgl. Pfützner 1998, Schulte 1998⁷⁸⁸). Demzufolge können sich Konstruktion und Wirkungsanalyse solcher Anlagen nicht auf einen Stand der Technik stützen.

Ausgangspunkt für die Untersuchung von Stoffrückhalteräumen (SRR) waren einerseits die besonderen Anforderungen an einen zeitnahen, aber auch grundsätzlich besonders wirksamen Stoffrückhalt gegenüber den Mansfelder Seen. Andererseits sprach für diese Handlungsoption eine geomorphologische Gunst des Bezugsraums für die Erfassung kumulierter Abträge. Der erste Aspekt war ausschlaggebend dafür, sich überhaupt mit einer landwirtschaftlichen off-site-Maßnahme zu befassen.⁷⁸⁹ Speziell für Übergangs-

⁷⁸⁸ Mdl. Mitt., Labor für Geomorphologie und Geoökologie, Universität Heidelberg.

⁷⁸⁹ Im Gegensatz zu den nutzungsintegrierten Maßnahmen führen sie nicht zu einer Verringerung des Stoffabtrags, sondern zu einer Rückhaltung bereits abgetragener Nähr- und Schwebstoffe. Aus einer

zeiträume bis zur Verwirklichung der flächenbezogenen Gewässerschutzmaßnahmen sowie für extreme Abflussereignisse sollte eine mögliche Erhöhung der Stoffretention der Landschaft geprüft werden. Denn selbst bei einer künftigen flächendeckenden Realisierung von erosionsmindernden Direkt- oder Mulchsaatverfahren ist bei stärkeren Abflussereignissen mit einem nennenswerten Stoffeintrag in die Gewässer zu rechnen (vgl. Isringhausen et al. 1999).

Geomorphologisch ist der Bezugsraum durch periglaziale Erosionsschluchten gekennzeichnet. Diese bieten als episodische Transmissionsbahnen (Trockentäler) günstige Voraussetzungen für eine aufwandsarme Unterbindung des Wasser- und Stofftransports.⁷⁹⁰

Beschreibung

Entsprechend der mesoskaligen Maßstabsebene des Bewirtschaftungsplans bezieht sich die Beschreibung der Stoffrückhalteräume auf die maßgeblichen hydrologischen und ingenieurtechnischen Faktoren. Die technische Bemessung und bauliche Realisierung der einzelnen Objekte bleibt der nachgeordneten Entwurfs- und Genehmigungsplanung vorbehalten.

Prämissen

Die Stoffrückhalteräume (SRR) dienen vorrangig der Sedimentretention aus Landoberflächenabfluss. Effekte für die Hochwasserrückhaltung sind ergänzend erwünscht, allerdings nicht primäre Zielstellung der Maßnahmen. Grund für diese explizite Präferenzierung ist die Tatsache, dass Hochwasserschutz und Sedimentrückhaltung nur bedingt gekoppelt werden können. Die für die hydrologische Bemessung von Hochwasserrückhaltebecken notwendigen Leerlaufzeiten stehen im Widerspruch zu den für die Stoffabsetzung erforderlichen Speicherzeiten (Pfützner 1999b). Zwar tragen Stoffrückhalteräume auch zu einer Retention des Direktabflusses bei. Bei Folgeereignissen kann durch die geringe Bemessung des Grundablasses allerdings ein Hochwasserschutz für die Flächennutzungen unterstrom nicht sichergestellt werden.

Die Rückhalteräume sollen als „trockene Becken“ betrieben werden. Aus Gründen der aktivierbaren Volumina spielen nur die an den Geländetiefpunkten rinnenartig abfließenden Austräge eine Rolle. Die angestrebte Einstaudauer wird festgelegt auf der Grundlage

- der zeitabhängig maximalen Absetzraten für die gebietsspezifischen Sedimentaggregate: Ohne standort- und ereignisbezogene Beprobung der Sedimentaggregate⁷⁹¹ ist diesbezüglich eine überschlägige Abschätzung der Partikelgröße notwendig. Die Bestimmung der Sinkgeschwindigkeiten ist nach dem STOKES-

umfassenden Sicht von Boden- und Gewässerschutz sind sie deshalb gegenüber den nutzungsintegrierten Maßnahmen als nachgeordnet zu betrachten.

⁷⁹⁰ Im Vergleich zu zentralen Hochwasserrückhaltebecken können dezentrale Stoffrückhalteräume in ihrer Dimensionierung (Volumen, Dammhöhen) landschaftsgerechter gestaltet werden. Durch die Nähe zum Austragsort kann außerdem i.d.R. eine Anreicherung der Sedimente mit Schadstoffen aus entfernten Eintragsquellen vermieden werden.

⁷⁹¹ Aufwandsarm mit Partikelmessgerät; ansonsten Laboranalysen.

Ansatz (Maniak 1997) oder mittels Köhn'scher Pipettenanalyse (Müschelborn 1998⁷⁹²) möglich.

- der Wiederkehrintervalle der Folgeereignisse (Pfützner 1998, 1999b): Vorgaben der ATV für Leerlaufzeiten von Rückhaltebecken der Siedlungswasserwirtschaft sind für die Rückhaltung des Landoberflächenabflusses nicht maßgeblich (vgl. Westrich 1998⁷⁹³).
- der maximalen Überstauungsdauer zur Vermeidung anaerober Verhältnisse in der ungesättigten Bodenzone: Nach Sieker et al. (1996: 37) beträgt diese ca. 2 Tage.

Eine rechnerische Berücksichtigung der Versickerung ist nur dann zulässig, wenn die SRR-Standorte k_f -Werte $> 2 \cdot 10^{-5}$ m/s (ATV A 138) und der Grundwasserflurabstand > 1 m aufweisen (ebd.).

Konstruktive Gestaltung

Die technische Ausführung der Anlagen wird durch folgende Merkmale charakterisiert:

- *Sandfang*: Gestaltung gemäß ATV A 241
- *Sohlstruktur*: Die gegebenenfalls vorhandene landwirtschaftliche Nutzung der Standorte von SRR kann in der Regel wegen Vernässung, Verschlechterung der Gefüge- und Sauerstoffverhältnisse in der oberen Bodenzone etc. nicht aufrechterhalten werden. Je nach jährlichem Sedimenteintrag und der notwendigen Frequenz der Sedimentberäumung wird sich stattdessen auf der Sohle eine (wechselfeuchte) Hochstaudenflur einstellen.⁷⁹⁴
- *Dammhöhe*: Die Dammhöhen resultieren aus den mittels Höhenmodell und N-A-Modell errechneten Speichervolumina zuzüglich Freibord (0,50 m).
 - Die optimale Speicherhöhe im Hinblick auf die Absetzrate kann nur in Abhängigkeit von der maximalen Einstauzeit und der Sinkgeschwindigkeit der maßgeblichen Aggregate bestimmt werden.
 - Aus landschaftsästhetischer Sicht sollten Dammhöhen bis 1,50 m (Unterschreitung der Sichthöhe; vgl. Hoisl et al. 1989) nicht überschritten werden. Durch die Lage in den Geländesenken erscheinen je nach örtlicher Morphologie größere Höhen zulässig. Gegebenenfalls sollte eine Kaskadierung der SRR vorgesehen werden.
- *Dammkörper*: Die Konstruktion des Dammkörpers richtet sich nach den einschlägigen Regelwerken (DIN 19700, Teil 12 und 14; DVWK 1991). Laut Westrich (1998⁷⁹⁵) ist mit der Novellierung der DIN 19700 Teil 12 und 14 eine hydraulische Belastbarkeit des Dammkörpers nach dem HQ_{1000} zu bemessen.

⁷⁹² Mdl. Mitt., Labor f. Geomorphologie und Geoökologie, Universität Heidelberg.

⁷⁹³ Mdl. Mitt., Versuchsanstalt Institut f. Wasserbau, Universität Stuttgart.

⁷⁹⁴ Zur Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit (Erhöhung Absetzrate) kommt eventuell eine gezielte Initiierung von Schilfröhricht (*Phragmites australis*) in Betracht. Dahingehende Untersuchungen konnten bislang in der Literatur nicht recherchiert werden. Ein dichter Bewuchs würde neben der Verringerung der Selbstdichtung der Sohle voraussichtlich auch den Aufwuchs von Feldgehölzen minimieren. Jede Art der Vegetation müsste allerdings vor einer episodischen Stoffberäumung entfernt werden.

⁷⁹⁵ Mdl. Mitt., Versuchsanstalt Institut f. Wasserbau, Universität Stuttgart.

- *Deckwerk*: Gras- und Krautflur, mit Ausnahme des Überlaufbauwerks
- *Grundablass*: Ungesteuerte Drosselabflussspende mittels Rohrdurchlass definierter Nennweite in Abhängigkeit von der angestrebten Einstaudauer⁷⁹⁶
- *Überlaufbauwerk*: Dammscharte in Lockerbauweise, wobei die Überströmungshöhe gleich der maximalen Speicherrhöhe ist (nähere Angaben bei Westrich 1997b, DIN 19700 Teil 12 und 14)
- *Vorflut*: Anlage eines randlich mit Ufergehölzen bepflanzten Entwässerungsgrabens in Erdbauweise; Tosbereich mit Steinsatz im Anschluss an die Dammscharte

Operationalisierung und Allokation

Für die räumliche Analyse geeigneter Standorte für Stoffrückhalteräume, deren Bemessung und Wirksamkeitsabschätzung sind folgende Arbeitsschritte durchgeführt worden:

1. Mittelmaßstäbliche Stofftransportmodellierung zur Auswahl potenzieller Untersuchungsstandorte (Pagenkopf 1998, 1999, vorliegende Arbeit)
2. Hydrologische Modellierung der in mögliche Speicherräume zufließenden Welle und der in Abhängigkeit von der Geländemorphologie aktivierbaren Speichervolumina (Pfützner 1998, 1999b)
3. Abschätzung der Stoffrückhaltewirkung einzelner Becken (Pfützner 1998, 1999b, vorliegende Arbeit)
4. Berechnung von Parametern zur baulichen Gestaltung der Stoffrückhalteräume als Grundlage für die Massen- und Kostenermittlung (vorliegende Arbeit).

Die entwickelte Verfahrensweise stellt die morphologisch aktivierbaren Speichervolumina bei verschiedenen Dammhöhen den Abflussvolumen für verschiedene Niederschlagsereignisse und bei verschiedenen Abflüssen aus dem Speicher mit entsprechend variierenden Aufenthaltszeiten gegenüber.⁷⁹⁷ Die Ermittlung der Speichervolumina, die in Trockentälern⁷⁹⁸ aktivierbar sind, erfolgt unter Nutzung eines hoch auflösenden Höhenmodells. Für die Berechnung der Abflussvolumina wurden mit ArcEGMO (Pfützner & Becker 1995) für die oberirdischen Einzugsgebiete potenzieller Stoffrückhalteräume flächendifferenzierte, GIS-basierte Niederschlag-Abfluss-Modelle aufgebaut. Weitere Einzelheiten zu dem Verfahren enthält Pfützner et al. (2001). Für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen sind 8 Stoffrückhalteräume abgeleitet worden.

⁷⁹⁶ Einlauf über vertieftem Sohlbereich (vgl. hierzu die Isolinien zur Sedimentmächtigkeit in Hochwasserrückhaltebecken bei Westrich et al. (1997).

⁷⁹⁷ Folgende Annahmen für eine annähernd optimale Lösung wurden getroffen: Ein Standort ist genau dann für eine Sedimentrückhaltung geeignet, wenn mit einer als landschaftsverträglich definierten Dammhöhe von maximal ca. 2 m soviel Speichervolumen bereitgestellt werden kann, dass für das 20-jährige Bemessungsereignis eine Aufenthaltszeit von ca. 24 h erreicht werden kann. Bei der Jährlichkeit des Bemessungsereignisses handelt es sich um eine Festlegung, die insbesondere unter Bezugnahme auf den vergleichbaren Zeitraum bei der Erhebung der empirischen Daten der ABAG vorgenommen wurde. Auch die Aufenthaltszeit ist ein Axiom, welches als Optimum innerhalb der gegenläufigen Zielfunktionen Sedimentationsdauer und Funktionsfähigkeit für Nachfolgeereignisse gesetzt wurde (Pfützner et al. 2001).

⁷⁹⁸ Transportbahnen des Stofftransports, die keine permanenten Gewässer aufweisen.

Die Rückhalteeffekte der Stoffrückhalteräume werden für die Schwebstoffe und den Nährstoff Phosphor (TP) wie folgt bemessen. Bezüglich der Schwebstoffe wird angenommen, dass durch die Aufenthaltszeit und Gestaltung der Rückhalteräume eine weitestgehende Beruhigung des Wassers gewährleistet werden kann, so dass für die Ermittlung der partikelspezifischen Sinkgeschwindigkeit der Ansatz von Stokes anwendbar ist.

Geht man vereinfachend von einer den Schwebstoffen analogen Retention des partikulär gebundenen Phosphors aus, lässt sich mit Hilfe des Stofftransport-Bilanzmodells Salza die Wirksamkeit der Stoffrückhalteräume ermitteln.⁷⁹⁹ In welchem Umfang darüber hinaus ein Rückhalt von gelöstem Phosphor erfolgt oder umgekehrt unter anaeroben Bedingungen Rücklösungsvorgänge aus dem akkumulierten Sediment stattfinden, konnte nicht berücksichtigt werden. Hierzu konnten in der Literatur keine entsprechenden Untersuchungen recherchiert werden.

4.5.3 Veränderung der Gewässerstruktur

Neben ihrer Relevanz für die Strukturgüte der Gewässer können Gewässerschonstreifen eine Funktion für den Stoffrückhalt übernehmen. Diese Pufferwirkung ergibt sich aus der Vermeidung von Direkteinträgen und dem Rückhalt von flächenhaften Stoffausträgen. Die Direkteinträge werden durch den Ausschluss einer landwirtschaftlichen Nutzung auf den Streifen sowie die mechanische Wirkung der Vegetation bedingt. Der Rückhalt von flächenhaften Austrägen beruht auf der Minderung des Übertritts von Stoffausträgen in die Gewässer insbesondere durch die dichte Bodenbedeckung und die Grobporen des Bodens (vgl. Bach et al 1997).

Beschreibung

Die Handlungsoptionen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte beinhalten entlang der Fließgewässer 1. Ordnung 10 m breite, bei 2. Ordnung 5 m breite Gewässerschonstreifen (Schanze 1999). Bei diesen Streifen handelt es sich nicht um explizite Filterstreifen für den Stoffrückhalt (vgl. LUA 1996), sondern überwiegend um Streifen mit einer naturbetonten Vegetation. Einzelheiten zum Konzept der Gewässerschonstreifen enthält Mücke et al. (1998).⁸⁰⁰

Operationalisierung

Nach Untersuchungen von Bach et al. (1997: 86) können Uferstreifen mit einer naturbetonten Vegetation die flächenhaften Austräge von partikulärem Phosphor durch Landoberflächenabfluss bei einer Breite von 5 m um 35,5 %, bei einer Breite von 10 m um 52 % reduzieren. Die Reduktion des gelösten Phosphors erreicht nach derselben Untersuchung 42,5 % (5 m Breite) bzw. 52 % (10 m Breite). Für den Direkteintrag durch Düngung wird von einem vollständigen Rückhalt ausgegangen.

⁷⁹⁹ Die größte Wirksamkeit erreicht der SRR „Fahnenhügel“ mit 10,1 % des Frachtbeitrags aus Landoberflächenabfluss im TEZG Süßer See.

⁸⁰⁰ Ein systematischer Ansatz zur Konzeption von Gewässerrandstreifen wurde beispielsweise für das Land Brandenburg entwickelt (LUA 1996c).

4.6 Ex ante-Wirkungsanalyse

Die mit Hilfe des Stofftransport-Bilanzmodells simulierten Frachten der Zuflüsse in die beiden Mansfelder Seen für das Bewirtschaftungs-Szenario enthalten die Tabellen 4-21 und 4-22. Danach erreicht die Verringerung der Zufuhr an Gesamtphosphor ca. 52 % (Süßer See) bzw. ca. 75 % (wieder entstehender Salziger See). Die Frachtpartitionen verschieben sich deutlich zu den diffusen Einträgen, wodurch die Einträge von versiegelten urbanen Flächen mit ca. 36 % (TEZG Süßer See) bzw. ca. 31 % (TEZG Salziger See) und die Einträge aus Landoberflächenabfluss mit ca. 34 % (TEZG Süßer See) bzw. ca. 29 % (TEZG Salziger See) zu den wichtigsten Pfaden werden.

Auf eine vergleichbare Darstellung des Maximal-Szenarios wird aus Platzgründen verzichtet. Mit diesem Szenario lassen sich die Frachten insgesamt auf 1.780 kg/a (Süßer See) bzw. 2.332 kg/a (wieder entstehender Salziger See) reduzieren. Dies bedeutet für den Süßen See eine Verringerung der Zufuhr an Gesamtphosphor um ca. 63 %, für den wieder entstehenden Salzigen See um ca. 80 %.

Unter Berücksichtigung der Überleitung von Abwasser in der Größenordnung von 0,472 Mio. m³/a (Süßer See) bzw. 2,042 Mio. m³/a (wieder entstehender Salziger See) ergeben sich ausgehend von einem aktuellen Zufluss von 10,000 Mio. m³/a (Süßer See) bzw. 11,300 Mio. m³/a (wieder entstehender Salziger See) eine mittlere Konzentration von Gesamtphosphor für das Bewirtschaftungs-Szenario von 244 µg TP/l (Süßer See) bzw. 320 µg TP/l (wieder entstehender Salziger See), für das Maximal-Szenario 187 µg TP/l (Süßer See) bzw. 252 µg TP/l (wieder entstehender Salziger See).⁸⁰¹

Tabelle 4-21: Prognostizierter jährlicher Eintrag an Gesamtphosphor in den Süßen See aus Frachten sämtlicher Zuflüsse nach Eintragspfaden

Einzugsgebiet	Frachtbeiträge Gesamtphosphor im EZG Süßer See (kg/a)*						
	atmosphärischer Eintrag	punktuell (Schmutzw.)	versieg. urb. Flächen	Landoberflächenabfluss	Direkteintrag Düngung	Zwischen- u. Basisabfluss	gesamt
Böse Sieben	2	382	806	464	0	97	1.752
Salzgraben	0	11	36	194	0	23	264
Direkt-EZG	174	2	4	124	0	8	312
Summe Prognose	177	396	845	782	0	127	2.328
Summe P (relativ)	7,60%	17,01%	36,30%	33,59%	0,00%	5,40%	100%
Summe Ist	177	2.278	985	1.231	24	127	4.823
Summe I (relativ)	3,66%	47,24%	20,43%	25,54%	0,50%	2,64%	100%
Differenz P-I	0	1.882	140	449	24	0	2.495
Differenz (relativ)	-3,94%	30,23%	-15,87%	-8,05%	0,50%	2,76 %	100%

* Bei der Addition können geringfügige Rundungsfehler auftreten.

⁸⁰¹ Zur Berechnung der aktuellen Wasserbilanz siehe Pfützner et al. (1996) und Kussmann (1999a). Die durchschnittliche Abflussspende liegt danach bei 1,5 l/(km² * s).

Die Summenkurven für die Gewässerlängsschnitte der Bösen Sieben als Hauptzufluss des Süßen Sees und der Querne-Weida als Hauptzufluss des wieder entstehenden Salzigen Sees enthalten die Abbildungen 4-12 und 4-13. In der generellen Abflachung beider Kurven zeigt sich die weitestgehende Elimination der punktuellen Einträge, wohingegen sich der diffuse Frachtanteil in Fließrichtung kumulierend aufbaut.

Tabelle 4-22: Prognostizierter jährlicher Eintrag an Gesamtphosphor in den wieder entstehenden Salzigen See aus Frachten sämtlicher Zuflüsse nach Eintragspfaden

Einzugsgebiet	Frachtbeitrag Gesamtphosphor im EZG Salziger See (kg/a)*						
	atmosphärischer Eintrag	punktuell (Schmutzw.)	versieg. urb. Flächen	Landoberflächenabfluss	Direkteintrag Düngung	Zwischen- u. Basisabfluss	gesamt
Querne-Weida	3	254	745	589	0	235	1.826
Hornburger Gr.	0	4	96	79	0	33	213
Direkt-EZG	570	32	64	176	0	82	923
Summe Prognose	573	289	905	845	0	350	2.962
Summe P (relativ)	19,35%	9,77%	30,55%	28,52%	0%	11,81%	100%
Summe Ist	573	7.938	856	1.894	39	350	11.651
Summe I (relativ)	4,92%	68,14%	7,35%	16,26%	0,34%	3,00%	100%
Differenz P-I	0	7.649	-49	1.049	39	0	8.689
Differenz (relativ)	-14,43%	58,37%	-23,20%	-12,26%	0,34%	8,81%	100%

* Bei der Addition können geringfügige Rundungsfehler auftreten

4.7 Alternativenvergleich (Soll-Ist-/Prognose-Bilanz)

Die Gegenüberstellung der Szenarios mit ihren jeweiligen Handlungsalternativen erfolgt prinzipiell unter den drei in Kapitel 3.8 bereits genannten Aspekten „Wirkungen“ und „Nutzbarkeit“ sowie ergänzend im Hinblick auf Kosten. Im Kontext des Stofftransport-Bilanzmodells stehen die Wirkungen im Vordergrund.

4.7.1 Wirkungen

Bilanzierung

Der Alternativenvergleich bezieht sich auf den Indikator „Gesamtphosphor sämtlicher Zuflüsse“. Er beruht auf der Bilanzierung der drei Szenarios unter Berücksichtigung der Umweltqualitätsstandards. Die Ergebnisse für die beiden Mansfelder Seen zeigen die Abbildungen 4-14 und 4-15. Die langjährigen mittleren Konzentrationen zeigen eine erhebliche Verringerung der Phosphorzufuhr. Zugleich wird deutlich, dass mit den vorgesehenen Handlungsalternativen die Umweltqualitätsstandards für beide Seen nicht erreicht werden.

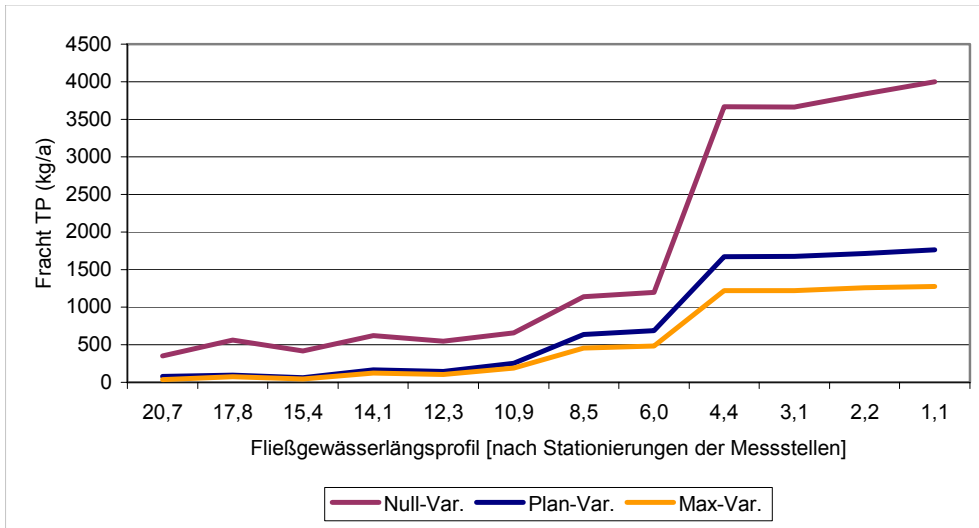


Abbildung 4-12: Summenkurven der fließgewässerabschnittsbezogenen Frachten an Gesamt-P in der Bösen Sieben für Status quo-, Bewirtschaftungs- und Maximal-Szenario

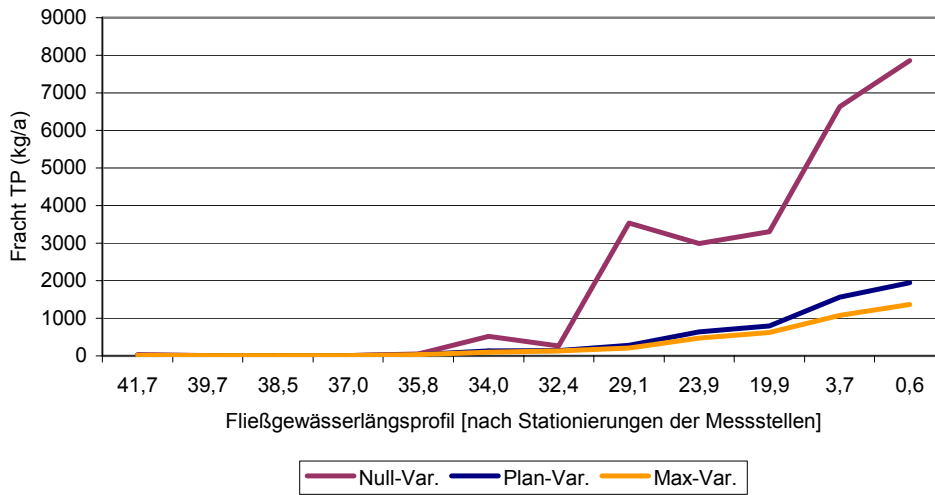


Abbildung 4-13: Summenkurven der fließgewässerabschnittsbezogenen Frachten an Gesamt-P in der Querne-Weida für Status quo-, Bewirtschaftungs- und Maximal-Szenario

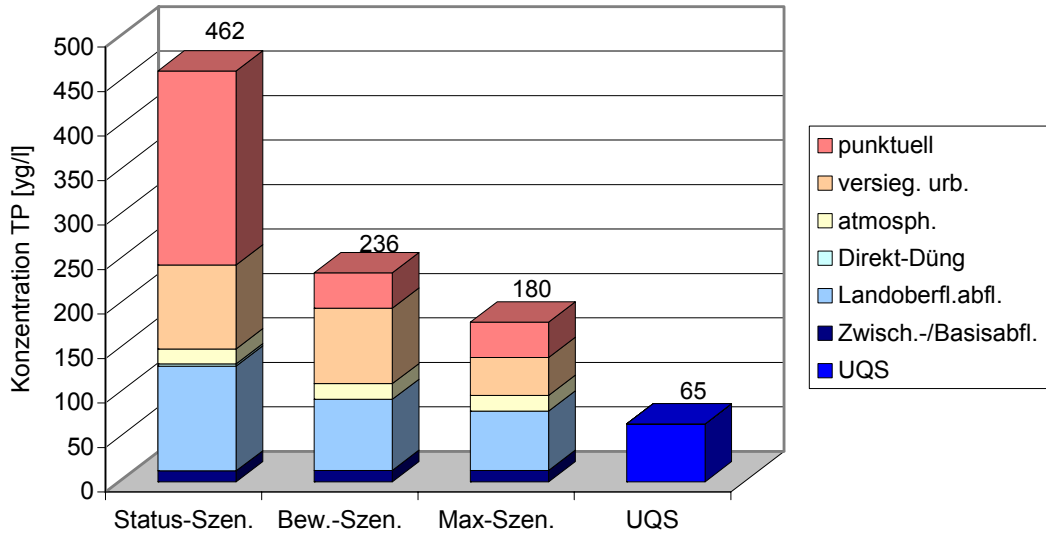


Abbildung 4-14: Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) sämtlicher Zuflüsse in den Süßen See für Status quo-, Bewirtschaftungs- und Maximal-Szenario sowie des Umweltqualitätsstandards

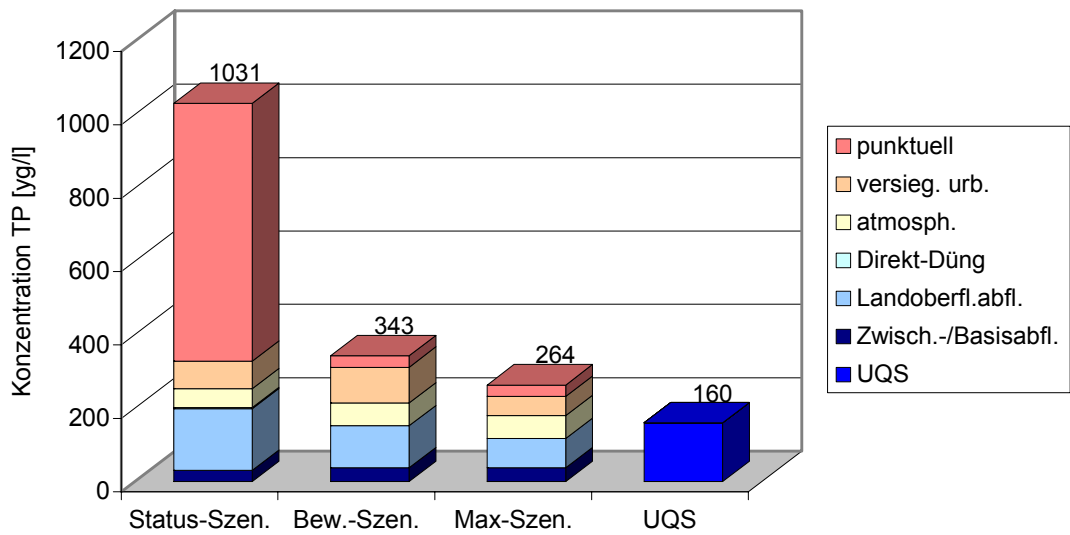


Abbildung 4-15: Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) sämtlicher Zuflüsse in den wieder entstehenden Salzigen See für Status quo-, Bewirtschaftungs- und Maximal-Szenario sowie des Umweltqualitätsstandards

Für den Süßen See überschreitet das Bewirtschaftungs-Szenario den Soll-Wert um das 3,7-fache, das Maximal-Szenario um das 2,9-fache. Bezogen auf den wieder entstehenden Salzigen See übersteigt das Bewirtschaftungs-Szenario den Soll-Wert um das 2-fache, das Maximal-Szenario um das 1,6-fache. In beiden Fällen liegt die Überschreitung der Umweltqualitätsstandards vor allem an der unterproportionalen Reduzierung der diffusen Einträge. Aufgrund der erheblichen Zufuhr des wichtigsten Nährstoffs für die Algenentwicklung ist die Erreichung eines mesotrophen Gewässerzustands für den Süßen See und den wieder entstehenden Salzigen See wenig wahrscheinlich.

Interpretation

Für die dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung sind schrittweise weitergehende Handlungsoptionen erforderlich. Hierzu gehören insbesondere die Behandlung der Einträge aus urban versiegelten Flächen und die weitere Erhöhung der Nutzungsaufgaben für die Landwirtschaft. Für das TEZG Süßer See sind mit dem aktuellen Abwasserbeseitigungsplan erhebliche punktuelle Restbelastungen verbunden. Bis zur Realisierung dieser ergänzenden Maßnahmen erscheinen ein Weiterbetrieb der Flusswasseraufbereitungsanlage am Zulauf zum Süßen See und die Errichtung einer solchen Anlage am Zulauf zum wieder entstehenden Salzigen See erforderlich.

Nach Daten des STAU Halle (1997a) erreichte die Anlage im Jahr 1997 einen Wirkungsgrad von ca. 59 %. Unter Annahme eines solchen Wirkungsgrades ließe sich die Zuflusskonzentration von Gesamtphosphor für den Süßen See auf 110 µg TP/l absenken, für den wieder entstehenden See auf 148 µg TP/l. Für den Salzigen See könnte dadurch der Soll-Wert eingehalten werden, was in Anbetracht der Flutung und notwendigen Stabilisierung des limnologischen Systems besonders wichtig erscheint.

4.7.2 Nutzbarkeit

Ein Vergleich der Handlungsalternativen in Bezug auf die Nutzbarkeit konnte im Rahmen der vorliegenden Bearbeitung nicht realisiert werden. Die Implikationen für die Siedlungswasserwirtschaft sind in beiden Abwasserbeseitigungsplänen dokumentiert (RP Halle 1999, WWS 1999). Für die Landwirtschaft fehlen vergleichbare Angaben. Die Agrarstrukturellen Vorplanungen im Einzugsgebiet sind durchweg vor dem Bewirtschaftungsplan abgeschlossen worden. In ihrer Fortschreibung könnten sie die Folgen der untersuchten Handlungsalternativen für die landwirtschaftlichen Betriebe analysieren. Für detaillierte Erkenntnisse wären gesonderte agrarökonomische Untersuchungen erforderlich, wie sie zum Beispiel im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Havelmanagement“ durchgeführt werden.⁸⁰²

4.7.3 Kosten

Im Rahmen der überschlägigen Abschätzung der Kosten sind auch die Einzelkosten der Handlungsoptionen zur Reduzierung des Zuflusses von Gesamtphosphor in die Mansfelder Seen abgeschätzt worden. Wie in Kapitel 3.8.3 bereits erwähnt, kann es sich dabei in Anbetracht des Schwerpunkts der vorliegenden Arbeit nur um eine grobe Nähe-

⁸⁰² Vgl. www.havelmanagement.de

zung handeln. Zur Veranschaulichung der Potenziale der Methode erscheint eine Einbeziehung dieses Aspekts dennoch sinnvoll. Nachdem die Kostenermittlung für die Gewässerschonstreifen bereits erwähnt worden ist⁸⁰³, konzentriert sich die folgende Darstellung auf die Siedlungswasserwirtschaft und Landwirtschaft.

4.7.3.1 Siedlungswasserwirtschaft

Zur Ermittlung der einzugsgebietsbezogenen Kosten der Abwasserbeseitigungspläne sind die von den Abwasserzweckverbänden zur Verfügung gestellten Bauzeitenpläne ausgewertet worden.⁸⁰⁴ Aus den dort genannten Einzelkosten werden nach Kostenarten über die angeschlossenen Einwohner anteilig die Gesamtkosten je Ortslage gebildet. Die in den Bauzeitenplänen angegebenen Zeithorizonte für die Umsetzung der Investitionen sind nicht übernommen worden. Nach Angaben des STAU Halle (Saale)⁸⁰⁵ stellen die veranschlagten Investitionskosten den notwendigen, nicht jedoch den gesichert verfügbaren Finanzbedarf dar. Vor allem hinsichtlich der zugrunde liegenden Fördermittelbereitstellung könnte keine Prognose abgegeben werden. Die vorgesehene weitgehende Verwirklichung der mittelfristigen Maßnahmen bis 2005 ist deshalb fraglich.

Dementsprechend ist von einer Realisierung der vorgesehenen Maßnahmen zumindest bis zu dem im Abwasserbeseitigungsplan Salza genannten langfristigen Zeithorizont 2020 ausgegangen worden. Eine zeitliche Bestimmung der Investitionszeitpunkte wie auch des Hinzukommens von laufenden Kosten als Unterhaltungskosten dieser Investitionen scheidet damit aus. Stattdessen können nur die Kostenbarwerte der Investitionen als einmalige Kosten (ohne Kapitaldienste) berücksichtigt werden. Über diese Investitionskosten hinaus werden in den Bauzeitenplänen keine für den gesamten Bezugszeitraum geltenden laufenden Kosten angegeben.

Hinsichtlich der in den Bauzeitenplänen der Abwasserbeseitigungspflichtigen genannten Kosten wird vom STAU Halle (Saale) außerdem darauf hingewiesen, daß es sich bei den Angaben lediglich um Schätzungen handelt. Ihnen liegen überwiegend keine detaillierten Projektierungen zugrunde. In Anbetracht der mit der zuvor genannten Unbestimmtheit der Investitionszeiträume möglichen Mehrkosten durch Kostensteigerungen und/oder erhöhte Kapitaldienste lässt sich auf der Basis der zur Verfügung stehenden Daten eine zuverlässige Kostenschätzung nicht aufstellen. Die von den Abwasserzweckverbänden durchgeführten Kalkulationen finden deshalb in der vorliegenden Arbeit nur als grober Kostenrahmen Verwendung.

Eine Übersicht der Summen der Investitionskosten für einzelne Investitionsarten bezogen auf die beiden Seeneinzugsgebiete gibt Tabelle 4-23. Dabei handelt es sich um die Gesamtkosten für die Realisierung der Abwasserbeseitigungspläne. Den Investitionskosten stehen Einsparungen durch Verminderung der Abwasserabgaben nach dem Abwasserabgabengesetz (AbwAG) gegenüber. Eine Gegenrechnung dieser Effekte konnte im vorliegenden Rahmen nicht erfolgen, wäre aber grundsätzlich möglich und sinnfälligerweise.

⁸⁰³ Siehe Kap. 4.2.3.1.

⁸⁰⁴ AZV "Einzugsgebiet Eisleben", AZV „Süßer See“, AZV "Querne-Weida", AZV "Würde" sowie Angaben des AZV „Landkreis Sangerhausen“.

⁸⁰⁵ Fiedler, schr. Mitt. v. 29.08.1997.

Tabelle 4-23: Übersicht der Investitionskosten für Abwasserbeseitigungsmaßnahmen der Abwasserbeseitigungspläne bis 2020 bezogen auf die Seeneinzugsgebiete (in T€)

Einzugsgebiet	Ausbau Ortsnetz	Anteil Überleitung	Anteil Kläranlagen	Gesamtkosten
Süßer See	30.139	17.431	1.846	49.416
Salziger See	44.165	9.540	4.678	58.383
BP Salza	74.304	26.971	6.524	107.799

4.7.3.2 Landwirtschaft

Die landwirtschaftlichen Handlungsoptionen sind wie folgt veranschlagt worden:

- *Nutzungsintegrierte Maßnahmen:* Kompensation des durch die Maßnahmen verringerten Deckungsbeitrages in Höhe von ca. 102,- €/ha*a (Mittelwert aus KULAP⁸⁰⁶)
- *Aufforstung:* Kosten für Flächenerwerb von 0,46 bis 0,56 €/m² (Mittel: 0,51 €) zzgl. Nebenkosten (Vermessung/Grundbuch) von 256,- €/ha, Waldentwicklung durch Sukzession
- *Stoffrückhalteräume:* (siehe Tab. 4-24)

Tabelle 4-24: Kosten für Anlage von Stoffrückhalteräumen (SRR) in TEZG Süßer See und TEZG Salziger See (in €)

	Einheit	Kosten/ Einheit	SRR EZG Süßer See				SRR EZG Salziger See			
			TT1	TT5	TT6	TT7	W1	W4	W5	H3
Grundfläche	m ²	0,56	3658	3821	1610	4141	5643	4069	4467	10081
Dammschüttung	m ³	4,60	2485	690	3037	4049	3417	1708	3986	4745
Dammscharte	€/SRR	4346,00	4346	4346	4346	4346	4346	4346	4346	4346
Grundablass	m	153,40	1074	614	1534	1074	1534	1534	1534	1534
Ansaat D.böschung	m ²	0,11	141	83	112	230	126	63	147	175
Gehölzpflanzung	m	6,14	1546	1636	914	1658	1918	1591	1679	2650
Summe			13250	11190	11553	15498	16984	13312	16159	23531
Gemeinkost./Gewinn	%	15,34	3975	3357	3466	4649	5095	3994	4848	7059
Summe netto			17224	14546	15019	20147	22079	17306	21006	30591
Ust.	%	8,18	2756	2327	2403	3224	3533	2769	3361	4895
Summe brutto			19980	16874	17422	23371	25611	20074	24368	35485
Planung/Genehm.	%	5,11	1998	1687	1742	2337	2561	2007	2437	3548
Vermessung/Grundb.	%	5,11	1998	1687	1742	2337	2561	2007	2437	3548
Gesamtsumme			23976	20248	20907	28045	30733	24090	29241	42582

⁸⁰⁶ Bayerisches Förderprogramm unter Bezug auf VO-EWG 2078/92.

Die Gesamtkosten der landwirtschaftlichen Handlungsoptionen zur Reduzierung des Phosphoreintrags in die Mansfelder Seen sind Tabelle 4-25 (Bewirtschaftungs-Szenario) sowie Tabelle 4-26 (Maximal-Szenario) zu entnehmen.

Tabelle 4-25: Gesamtkosten für landwirtschaftliche Handlungsoptionen zur Reduzierung des Zuflusses von Gesamtphosphor beim Bewirtschaftungs-Szenario (€)

Einzugsgebiet	Nutzungsintegrierte M.	Stoffrückhalteräume	Gesamtkosten
Süßer See	457.994	93.176	551.170
Salziger See	393.659	84.064	477.723
BP Salza	851.653	177.240	1.028.893

Tabelle 4-26: Gesamtkosten für landwirtschaftliche Handlungsoptionen zur Reduzierung des Zuflusses von Gesamtphosphor beim Maximal-Szenario (€)

Einzugsgebiet	Nutzungsintegrierte M.	Aufforstung	Stoffrückhalteräume	Gesamtkosten
Süßer See	696.310	1.151.772	93.176	1.941.258
Salziger See	752.368	2.380.905	84.064	3.217.337
BP Salza	1.448.678	3.532.677	177.240	5.158.595

4.7.3.3 Kosten-Wirkungs-Relationen

Auf der Basis der Darstellungen in Kapitel 3.8.3.3 wird für die beschriebenen Handlungsoptionen zur Reduzierung des Zuflusses von Gesamtphosphor in die Mansfelder Seen die absolute ökonomisch-ökologische Effizienz bestimmt (siehe Tab. 4-27). Trotz der Angabe diskreter Werte handelt es sich bei den Resultaten um Größenordnungen. Ursache hierfür ist insbesondere die sehr vereinfachte Methodik bei der Bestimmung der Kosten. Bei den Angaben zu den Gewässerschonstreifen kommt hinzu, dass sich durch eine von der integrierten Topologie der Umweltbilanz teilweise abweichende räumliche Konzeption der Gewässerschonstreifen durch Mücke et al. (1998) die Kosten nur überschlägig zu den Gewässerabschnitten zuordnen lassen. Die Angaben sind deshalb in Klammern gesetzt.

Die Ergebnisse zeigen trotz unterschiedlicher Werte in den beiden Teileinzugsgebieten eine analoge Rangfolge der Handlungsoptionen. Die siedlungswasserwirtschaftliche Reduktion der punktuellen Einträge weist die geringfügigste Effizienz auf. Im Gegensatz zu den erheblichen Investitionskosten erreichen die Stoffrückhalteräume den besten Wirkungsgrad. Allerdings kann die Bedeutung der Handlungsoptionen nicht alleine aus diesen Befunden abgeleitet werden. Deshalb setzen die Abbildungen 4-16 und 4-17 die Effizienz der Handlungsoptionen ergänzend in den Zusammenhang mit ihrer Effektivität. Dadurch rückt die siedlungswasserwirtschaftliche Handlungsoption in den Vordergrund, gefolgt von den nutzungsintegrierten Maßnahmen der Landwirtschaft und danach den Stoffrückhalteräumen (TEZG Süßer See) bzw. die letzten beiden in umgekehrter Rang-

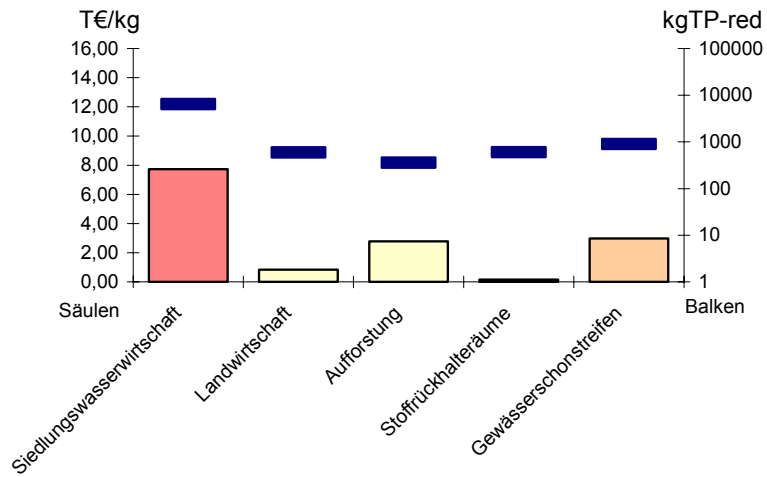


Abbildung 4-16: Effizienz und Effektivität verschiedener Handlungsoptionen zur Reduktion des Zuflusses von Gesamtphosphor im TEZG Süßer See

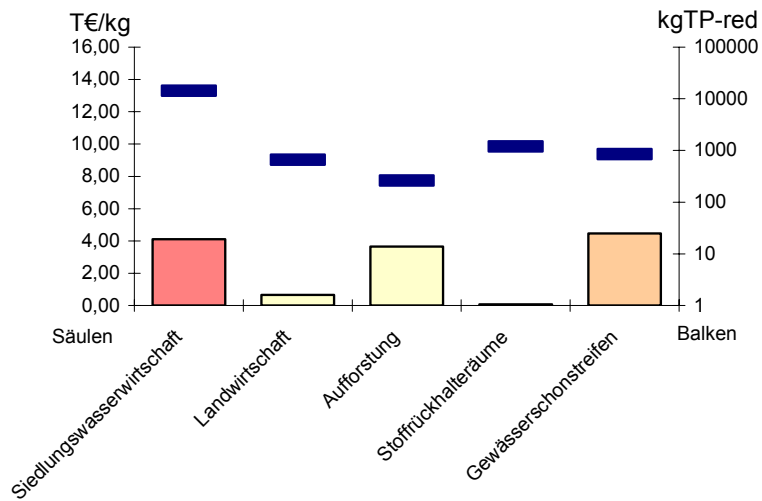


Abbildung 4-17: Effizienz und Effektivität verschiedener Handlungsoptionen zur Reduktion des Zuflusses von Gesamtphosphor im TEZG Salziger See

folge (TEZG Salziger See). Diese Erkenntnisse unterstreichen die Relevanz der scheinbar unbedeutenden dezentralen Maßnahmen. Vergleichbare Angaben für eine weitergehende Interpretation konnten in der Literatur nicht recherchiert werden.

Tabelle 4-27: Kosten-Wirkungs-Relationen verschiedener Handlungsoptionen zur Reduktion des Zuflusses von Gesamtphosphor im TEZG Süßer See und TEZG Salziger See

Art der Maßnahme	ökonomisch-ökologische Effizienz (€/kgTP)	
	EZG Süßer See	EZG Salziger See
Siedlungswasserwirtschaft	7,73	4,10
Landwirtschaft, nutzungsintegriert*	0,83	0,65
Aufforstung	2,78	3,65
Stoffrückhalteräume	0,16	0,07
Gewässerschonstreifen	(2,97)	(4,47)

* Flächen > 25-Quantil der flächenspezifischen Frachtbeiträge

4.8 Diskussion

Das Stofftransport-Bilanzmodell Salza ist zur integrierten und handlungsorientierten Abbildung des Eintrags und der Zufuhr (Fracht) von Gesamtphosphor in die Mansfelder Seen entwickelt worden. Es lässt sich durch die Einbeziehung sämtlicher relevanter Eintragspfade, deren räumlich hoch auflösende Abbildung, die Einbeziehung der fließlängen- und massenabhängigen Retention, die Angabe zeitlich mittlerer Verhältnisse, die Berücksichtigung der Zusammenhänge zwischen verschiedenen Gewässerkompartimenten (Abfluss, Gewässerstrukturgüte, etc.) und die Implementierbarkeit umsetzbarer Handlungsoptionen charakterisieren. Entsprechend dem Bilanzansatz stehen nicht die Wirkungen in den Fließgewässern, sondern der Beitrag von raumkonkreten Einträgen für die mittleren Frachten am Gebietsauslass im Vordergrund. Im Falle des Untersuchungsraums stellt dieser Auslass die Stoffzufuhr für die als Senken fungierenden Mansfelder Seen dar.

Methodisch basiert das empirische Modell auf der sekundären Kopplung mehrerer Untersuchungsmethoden und Modelle, wie insbesondere verschiedenen Gleichungen zur Beschreibung der Eintragsprozesse (u.a. ABAG, Zeitbeiwertverfahren), den Abflussberechnungen des N/A-/Wasserbilanzmodells ArcEGMO sowie Kartierungen der Gewässermorphologie. Die räumliche Integration erfolgt über die gemeinsame GIS-Topologie.

Die Ergebnisse liefern Angaben über die Frachtbeiträge der einzelnen Eintragsquellen und -pfade. Auf diese Weise kann die Wirksamkeit konkreter Handlungsoptionen und -alternativen abgeschätzt werden. Dabei ist die große Bedeutung der Retention deutlich geworden. Der in zahlreichen Untersuchungen mit großem Aufwand bestimmte Eintrag kann durch die Retention in den Gewässern de facto erheblich höher sein. Dies kann zu einer erheblichen Überschätzung der Wirksamkeit von Bewirtschaftungsmaßnahmen führen.

Die Simulationen für das Einzugsgebiet der Salza wurden durch Modellvergleich und die Gegenüberstellung der berechneten Frachten im Gewässerlängsprofil mit maximal 14-tägigen Messwerten geprüft. Beide Verfahren führten zu befriedigenden Ergebnissen. Eine weitergehende Falsifizierung wäre wünschenswert. Hierbei existieren zwar theoretisch unüberwindbare Grenzen von Landschaftsmodellen. Vor allem ein räumlich und zeitlich hoch auflösendes Messprogramm mit einer ausreichenden Dauer würde dennoch wichtige ergänzende Erkenntnisse liefern können.

Eine Quantifizierung der Unsicherheit des Systemmodells mit seinen zahlreichen methodischen Komponenten und Modellen ist bisher noch nicht möglich. Voraussetzung hierfür wären vor allem weitere Messdaten, die im Rahmen der Grundlagenerarbeitung für den Bewirtschaftungsplan Salza nicht zur Verfügung gestellt werden konnten. Die Bedeutung der Messdaten belegte das ereignisbezogene Sondermessprogramm für die Bilanzpegel.

Mit dem Modell erscheint eine größenordnungsmäßige Abschätzung der Frachtbeiträge raumkonkreter Eintragsquellen für die relevanten Pfade möglich. Das Modell bezieht sich dabei auf mittlere Verhältnisse, die in einzelnen Jahren aufgrund von Abflussschwankungen z.T. erheblich abweichen können. Für eine Konzeption zumeist statischer Maßnahmen sind Durchschnittswerte sinnfällig. Um das Spektrum der Extreme bei der Wirkungsabschätzung zu berücksichtigen, sollten – wie in der Hydrologie üblich – Modellsimulationen für verschiedene Abflussjahre durchgeführt werden. Langfristige Reihen kommen dabei allerdings weniger in Betracht, da sich die Einträge in Abhängigkeit von der gesellschaftlichen Entwicklung zumindest in der Vergangenheit rasch verändert haben (z.B. Einführung phosphatfreier Waschmittel, Änderung der Anbaukulturen und Bewirtschaftung in der Landwirtschaft).

Der Rückhalt kann mit dem vorliegenden Ansatz ausgehend von der Gesamtretenion für ein Bilanzgebiet einbezogen werden. In Wirklichkeit wird er durch die in Kapitel 4.2.2 genannten Faktoren bestimmt und ist insofern vor allem von den Prozessen in den Gewässern abhängig. Letztere können nur durch die Einbeziehung eines Gewässergütemodells⁸⁰⁷ genauer abgebildet werden. Nachdem die Parametrisierung eines solchen Modells mit erheblichem Aufwand verbunden ist, stellt sich die Frage, ob das vorliegende Modell durch eine reduzierte Parametrisierung in diesem Sinne weiterentwickelt werden kann. Dazu wäre eine parallele Anwendung beider Modelle notwendig. Für die eingeschränkte Parametrisierung der Prozesse in den Gewässern ist zudem überlegenswert, ob die Methode der Strukturgütekartierung – neben den erwähnten hydraulischen – gegebenenfalls auch um limnologisch maßgebliche Parameter ergänzt werden könnte.

Die Bestimmung der räumlichen Allokation der Eintragsquellen mit Hilfe der differenzierten GIS-Datenbasis sowie die Spezifizierung der Eintragsprozesse des Salza-Modells erlaubt eine genaue Lokalisierung von Handlungsoptionen. Bereits mit den Längsprofilen der pfadspezifischen Einträge in die Fließgewässer lassen sich räumliche Schwerpunkte von Bewirtschaftungserfordernissen bestimmen. Unter Einbeziehung der Retention als ökologischer Wirkungsgrad erreicht die ex ante-Wirkungsabschätzung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsszenarios gegenüber reinen Emissions- und Immissionsansätzen eine höhere Validität.

⁸⁰⁷ Siehe Kap. 4.1.2.

Unter Berücksichtigung der genannten Einschränkungen erscheint die Verwertung der Ergebnisse für die mesoskalige Abschätzung der Frachtbeiträge sowie der Wirksamkeit der Handlungsalternativen für den Bewirtschaftungsplan Salza zulässig. In Anbetracht der bisher nicht näher bestimmbarer Unsicherheit wurde eine Überprüfung der Effektivität der Handlungsoptionen und -alternativen mittels Langzeit- oder Dauerbeobachtung empfohlen⁸⁰⁸.

Eine Übertragbarkeit des Modells auf andere Einzugsgebiete, die nicht im Mittelpunkt der Untersuchung stand, wäre bedingt möglich. Rohdenburg (1989) weist in diesem Zusammenhang darauf hin, dass empirisch-mathematische Modelle nur sehr eingeschränkt übertragbar sind. Diesem Nachteil steht der relativ geringe Datenbedarf und die einfache Handhabbarkeit gegenüber, wodurch eine aufwandsarme Anpassung an andere Untersuchungsräume möglich ist. Vor allem die Ansätze für die P-Gehalte der punktuellen Einträge durch Kläranlagen oder Direkteinleitung sind gebietspezifisch zu überprüfen. Gleiches gilt für die Konzentrationen der Abflüsse aus versiegelten urbanen Flächen. Für den Landoberflächenabfluss stehen mit der ABAG bzw. einer künftigen Übertragung der weiterentwickelten USLE auf mitteleuropäische Verhältnisse standardisierte Methoden zur Verfügung, deren Ergebnisse in das vorliegende Modell eingebunden werden können. Für die verwendeten, groben überregionalen Ansätze zum P-Eintrag aus Landoberflächenabfluss sind gebietsbezogene Spezifizierungen erforderlich.

Im Vergleich zu den in Kapitel 4.2.5 genannten Modellen weist das Stofftransport-Bilanzmodell für die Salza speziell den Vorteil der raumkonkreten Angabe der Frachtbeiträge für einzelne Eintragsquellen auf. Wie die Falsifizierung gezeigt hat, besteht zur Konkretisierung und Absicherung dieser Ergebnisse noch Forschungsbedarf. Dieser bezieht sich insbesondere auf die Weiterentwicklung des Routing von den Austragsflächen in die Gewässer, die zeitlich höher auflösende Abbildung der urbanen Einträge, die abschnittsbezogene Konkretisierung der Retention sowie eine dahingehende Erweiterung der Strukturgütekartierung zur Bereitstellung der erforderlichen Parameter. Zu den genannten Fragen entstehen gegenwärtig weiterführende Modellansätze und Algorithmen, wie von Halbfass (2004) zum Routing, von Biegel (2005, et al. 2005) zur Simulation der urbanen Stoffeinträge sowie von Wagenbreth (2003) zur Abhängigkeit von Struktur(güte) und Stoffumsatz.

⁸⁰⁸ Vgl. dazu auch Wenkel et al. (1994: 14).

5. Zusammenfassende Diskussion und Ausblick

Die vorliegende Arbeit spannt einen Bogen von Grundfragen der Umweltentwicklung über die generelle Konzeption der Methode „Umweltbilanz“ mit deren Spezifizierung als „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“ bis zur Erprobung der Methode anhand des Bewirtschaftungsplans Salza. In diesem letzten Kapitel wird die Relevanz der Methode für die Umweltentwicklung im Allgemeinen und für das Gewässereinzugsgebietsmanagement im Besonderen zusammenfassend reflektiert. Entsprechend den empirischen Befunden wird dabei mit den Erkenntnissen aus dem Fallbeispiel begonnen und danach das Potenzial für andere Themengebiete der Umweltentwicklung diskutiert.

Im Hinblick auf das Gewässereinzugsgebietsmanagement wird insbesondere auf die Bedeutung der Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz für die derzeit umzusetzende Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) eingegangen. Hierbei geht es in erster Linie um die Verwertbarkeit der Ergebnisse für die Aufstellung der künftigen Maßnahmenprogramme (Art. 11) und Bewirtschaftungspläne (Art. 13) (vgl. EC 2003b). Außerdem wird der diesbezüglich ableitbare vorrangige Forschungsbedarf skizziert.

Die Erörterung der Relevanz der Methode Umweltbilanz für die Umweltentwicklung im Allgemeinen nimmt Bezug auf den Ausgangspunkt dieser Arbeit. Danach ergibt sich der Bedarf für die Methode aus den in Kapitel 1 dargelegten komplexen Zusammenhängen umweltrelevanter Entscheidungen. Insofern wird der Frage nach Beiträgen der Methode zur operablen Integration von ökologischen Teilprozessen bei der Abbildung von Mensch-Umwelt-Systemen sowie zur ganzheitlichen Bewertungs- und Entscheidungsunterstützung diskutiert. Ein Ausblick auf ausgewählte Anwendungsfelder schließt die Darstellung ab.

5.1 Methode „wasserwirtschaftliche Umweltbilanz“

5.1.1 Potenziale für das Gewässereinzugsgebietsmanagement

Die Aufgaben für und Anforderungen an die Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz wurden in Kapitel 2.4 aus theoretischen Grundlagen des Gewässereinzugsgebietsmanagements abgeleitet. Im Rahmen der Grundlagenarbeit für den Bewirtschaftungsplan Salza ist dieser Ansatz erprobt worden.⁸⁰⁹ Im Weiteren geht es vor dem Hintergrund der an der Salza gewonnenen Erfahrungen um die Verwertbarkeit für das Gewässereinzugsgebietsmanagement.

Wirkungsanalytische Dimension

In Bezug auf die wirkungsanalytische Dimension hat sich im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen gezeigt, dass die zugrunde gelegte Differenzierung zwischen naturogener Umwelt und anthropogenen Einwirkungen sinnfällig und methodisch handhabbar ist.⁸¹⁰ Die Erstellung von Systemmodellen und deren Operationalisierung mit sekundär integrierten Untersuchungsmethoden und -modellen konnte erreicht werden. Statt eines

⁸⁰⁹ Siehe Kap. 3.3.3, 3.4.5, 3.7.5 und 3.9.3.

⁸¹⁰ Siehe Kap. 3.3.3.

überparametrisierten primär integrierten Simulationsmodells hat sich die Kopplung eigenständiger Teilmodelle als sinnfällig erwiesen. Hierdurch ergeben sich allerdings hohe Anforderungen an die frühzeitige Abstimmung zwischen den Einzelansätzen und die Schaffung einer gemeinsamen Datengrundlage.

Der Grad der Integration hat im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen gemessen an der Anzahl der berücksichtigten Methoden und Modelle ein zufriedenstellendes, nicht jedoch das real mögliche Niveau erreicht. Letzteres gilt zum einen für die begrenzte Einbeziehung der Gewässerkompartimente⁸¹¹ Grundwasserhaushalt und Stoffhaushalt des Grundwassers. Zum anderen betrifft dies das Gewässerkompartiment Organismen der Fließgewässer, für welches nur wenige Artengruppen und Gewässerabschnitte klassifikatorisch behandelt worden sind. Gerade die für eine integriert abiotische und biotische Betrachtung wichtigen biotischen Fragen (vgl. Anhang V WRRL) konnten deshalb für die Fließgewässer nur ansatzweise betrachtet werden. Hierfür war in erster Linie der äußerst geringe Bestand an Indikatororganismen aufgrund der aktuell hohen Gewässerbelastung ausschlaggebend.

In Bezug auf die genannten Kompartimente ist die Umweltbilanz für das Einzugsgebiet der Salza als nicht vollständig zu betrachten. Ursachen dafür waren einerseits der organisatorische Ablauf der Grundlagenerarbeitung des Bewirtschaftungsplanes Salza⁸¹², andererseits die fehlende Bereitstellung der ergänzend notwendigen, gegenüber vergleichbaren Vorhaben jedoch nicht unrealistischen Finanzmittel. Grundsätzlich sprechen beide Ursachen nicht gegen eine Realisierbarkeit des Ansatzes. Vielmehr sind dessen Potenziale für eine integrierte Betrachtung und Abbildung von Gewässereinzugsgebieten deutlich geworden. Diese gehen über eine Synopse einzelner Gewässergüteklassen erheblich hinaus. Die konzeptionellen Systemmodelle schaffen dabei die Voraussetzungen für die Identifizierung und Untersuchung von handlungsrelevanten „emergenten“ Prozessen zwischen verschiedenen Gewässerkompartimenten. Dies konnte nicht zuletzt anhand des Stofftransport-Bilanzmodells Salza gezeigt werden.

Die angestrebte Simulation von Handlungsoptionen ist mit den einzelnen Prozessmodellen für das Einzugsgebiet der Salza in unterschiedlicher Weise erreicht worden. Das detaillierter dargestellte Stofftransport-Bilanzmodell erlaubt eine plausible Abschätzung der durch räumlich konkrete Bewirtschaftungsmaßnahmen geänderten Phosphorfrachten. Auch das Gewässerstrukturgütemodell führt zu belastbaren Ergebnissen. Andere Modelle sind nur für die Erklärung des Ist-Zustandes eingesetzt worden, wenngleich sie über Potenziale bezüglich einer prospektiven Simulation verfügen. Das Simulationsmodell für das Einzugsgebiet der Salza lässt damit eine ganzheitliche ex ante-Wirkungsanalyse zu. Für das Gewässereinzugsgebietsmanagement im Allgemeinen erscheinen diesbezüglich die Güte der einbezogenen Prozessmodelle und Untersuchungsansätze sowie die Art ihrer Kopplung und Anwendung maßgeblich.

Die Erstellung und Operationalisierung eines konzeptionellen Systemmodells hat neben der Förderung eines ganzheitlichen Verständnisses von Gewässereinzugsgebieten zur umweltwissenschaftlichen Begründung von gebiets- und fragestellungsbezogen relevanten Indikatoren beigetragen. Die Methode Umweltbilanz unterstützt damit die angestrebte Bestimmung der Schnittstellen zwischen der Beschreibung der Physis und der Formulierung von Zielen und Zielkriterien.

⁸¹¹ Siehe Kap. 2.4.3.1.

⁸¹² Hiermit ist insbesondere der späte Beginn des integrierenden Vorhabens gemeint.

Normative Dimension

Hinsichtlich der normativen Dimension sind die in Kapitel 2.4.4 formulierten Anforderungen im Fallbeispiel weitgehend verwirklicht worden. Für die Mehrzahl der wirkungsanalytischen Indikatoren konnten mit dem dreistufigen Umweltqualitätszielkonzept für das Einzugsgebiet der Mansfelder Seen immissionsorientierte Zielkriterien angegeben werden. Die Abgrenzung von naturräumlichen und toxikologischen Begründungszusammenhängen von der anschließenden gesellschaftlichen Festlegung von Soll-Zuständen hat sich dabei als methodisch handhabbar erwiesen. Bei einer frühzeitigen Einbeziehung der Prozessmodelle hätte die Möglichkeit für weitere, modellgestützte Indikatoren bestanden.

Für das Gewässereinzugsgebietsmanagement ist insgesamt die Notwendigkeit eines konsistenten Umweltqualitätszielkonzepts mit regionalisierten Zielkriterien für die naturräumlichen Indikatoren deutlich geworden. Die Methode Umweltbilanz stellt hierfür ein geeignetes Prozedere bereit. Speziell durch die Ableitung der Indikatoren aus einem gebietsspezifischen Systemmodell lässt sich bestimmen, inwieweit diese das abzubildende System repräsentieren. Zudem können Widersprüche zwischen Umweltqualitätszielen und -standards verschiedener Gewässerkompartimente oder emergenter Indikatoren aufgedeckt und gegebenenfalls beseitigt werden.

Die gesellschaftliche Festlegung des Umweltqualitätszielkonzepts unter Berücksichtigung der Unterscheidung zwischen der Umweltqualitäts- und Umwelthandlungskategorie hat sich bei dem untersuchten Fallbeispiel ebenfalls als verfahrensmäßig praktikabel erwiesen. Die gesonderte Thematisierung des Zielkonzepts noch vor der Diskussion von Handlungsoptionen und -alternativen trug zu einer Versachlichung beim Umgang mit normativen Setzungen bei. In dem durchgeführten vorgelagerten informellen Verfahrensschritt hat sich bei den Beteiligten ein hohes Maß an Sachkompetenz, Dialogbereitschaft und Verantwortlichkeit gegenüber der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung des regionalen Wasserhaushalts gezeigt. Für andere Verfahrenskonstellationen kann allerdings nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, dass die Festlegung der langfristigen Ziele weniger einvernehmlich abläuft.

Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen und Beteiligung der Öffentlichkeit

Unter Bezugnahme auf die Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz wurde für das Fallbeispiel ein Verfahrenskonzept zur Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen erstellt.⁸¹³ Das Konzept basiert auf einer konsistenten Trennung zwischen ganzheitlichen umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen und normativen Festlegungen durch die gesellschaftlichen Akteure. Es zeichnet sich vor allem durch die Flexibilität bei der inhaltlichen, räumlichen und zeitlichen Formulierung der Handlungsoptionen und -alternativen sowie der Fortschreibungsfähigkeit der umweltwissenschaftlichen Wirkungsanalysen und Bilanzen aus. Ziel war die Erweiterung der Möglichkeiten für diskursive Abstimmungen in der Öffentlichkeit (Wiechmann 1998, Wetherell et al. 2001).

Wenngleich dieses Konzept im Aufstellungsverfahren des Bewirtschaftungsplans aus zeitlichen und administrativen Gründen nicht gänzlich realisiert werden konnte, sind dennoch die Potenziale für eine die Betroffenen frühzeitig und grundlegend einbezie-

⁸¹³ Siehe Kap. 3.9.3.

hende „offene Planung“⁸¹⁴ erkennbar geworden. Der Zeitraum der vorliegenden Untersuchungen hat sich dabei als günstig erwiesen, da er sich vom Anfang der Aufstellung des Plans bis zu dessen Abschluss erstreckt hat. Durch die Methode Umweltbilanz ist ein nachvollziehbares und flexibles Instrumentarium des langfristigen Entscheidungsmonitorings zur Verfügung gestellt worden. Nachdem dieses Konzept nicht spezifisch auf den Bewirtschaftungsplan Salza ausgerichtet war, kann von einer Übertragbarkeit auf andere Aufstellungsverfahren ausgegangen werden. Für die Bearbeitung der wirkungsanalytischen und normativen Dimension verfügt die Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz diesbezüglich über einen hinreichend offenen konzeptionellen Rahmen.

5.1.2 Beitrag zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie

Die Konzeption der vorliegenden Untersuchung entstand vor der Verabschiedung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; 2000/60/EG) im Dezember 2000. Sie nimmt insofern nicht explizit Bezug auf dieses Instrumentarium. Vor dem Hintergrund der Regelungen der Richtlinie und der sich gegenwärtig abzeichnenden Anforderungen an deren Umsetzung wird im Folgenden erörtert, inwieweit die Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz dahingehende Beiträge liefern kann.

Bewirtschaftungspläne

Artikel 13 WRRL legt die Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen für Flussgebietseinheiten fest. Unter Flussgebietseinheit wird nach Artikel 2, Ziffer 15 definiert: „Ein gemäß Artikel 3 Absatz 1 als Haupteinheit für die Bewirtschaftung von Einzugsgebieten festgelegtes Land- oder Meeresgebiet, das aus einem oder mehreren benachbarten Einzugsgebieten und den ihnen zugeordneten Grundwässern und Küstengewässern besteht.“ Solche Flussgebiete sind beispielweise Rhein, Elbe und Donau.

Aufgrund der inhaltlichen Auflösung der wasserhaushaltlichen Prozesse erscheint die Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz weniger für diese makroskalige Betrachtung von Flussgebietseinheiten, denn für die Untersuchung von Teileinzugsgebieten nach Artikel 13 Absatz 5 geeignet. Diese Einschätzung deckt sich mit LAWA (2003: Teil 1, 3), wonach für die Konkretisierung der wasserwirtschaftlichen Maßnahmen und einer dahingehenden zielorientierten Einbeziehung der Gewässerbenutzer die Flussgebiets-einheiten im Maßstab 1:500.000 als sehr grob eingestuft werden. Aus diesem Grund seien Bewirtschaftungspläne für Teilgebiete („Bearbeitungsgebiete“; LAWA 2003: Teil 3, 4) erforderlich. Einem solchen Teileinzugsgebiet würde das Einzugsgebiet der Salza entsprechen.⁸¹⁵

Die Inhalte der Bewirtschaftungspläne regelt Anhang VII (vgl. auch EC 2003b): (1) Allgemeine Beschreibung der Merkmale der Flussgebietseinheit, (2) Zusammenfassung der signifikanten Belastungen und anthropogenen Einwirkungen, (3) Ermittlung und Kartierung der Schutzgebiete, (4) Karte der Überwachungsnetze, (5) Liste der Umweltziele, (6) Zusammenfassung der wirtschaftlichen Analyse des Wassergebrauchs, (7) Zusammenfassung des Maßnahmenprogramms, (8) Verzeichnis etwaiger detaillierter

⁸¹⁴ Siehe Kap. 3.9.1.

⁸¹⁵ Zur Abgrenzung des Bezugsraums des Bewirtschaftungsplans Salza siehe Kap. 3.1.1.

Programme und Bewirtschaftungspläne, (9) Zusammenfassung der Maßnahmen zur Information und Anhörung der Öffentlichkeit, (10) Liste der zuständigen Behörden sowie (11) Anlaufstellen und Verfahren für die Beschaffung der Hintergrunddokumente und -information.

Entsprechend ihrer umweltwissenschaftlichen Aufgabenstellung sind im Weiteren die Potenziale der Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz in Bezug auf die Bearbeitung dieser fachlichen Inhalte zu prüfen. Zu diesen Inhalten gehören insbesondere die Ziffern 1, 2, 5 und 7. Sie stellen den Zusammenhang zwischen der naturräumlichen Beschaffenheit eines Gewässereinzugsgebiets (Ziffer 1), dessen anthropogener Beeinflussung (Ziffer 2), den Zielen und Standards für die anzustrebende Umweltqualität (Ziffer 5) sowie den Handlungsoptionen und -alternativen zu deren Erreichung (Ziffer 7) dar. Die Schutzgebiete (Ziffer 3) werden dabei bezüglich ihrer physischen Abhängigkeit vom Wasserhaushalt einbezogen.

Kombinierter Ansatz sowie Emissions- und Immissionskonzept

Auf der Grundlage der Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung können die beschriebenen Wirkungszusammenhänge des wasserhaushaltlichen Mensch-Umwelt-Systems mit Hilfe der Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz ganzheitlich und gesamtäumlich abgebildet werden. Eine Verwirklichung des von der WRRL nach Artikel 10 vorgegebenen kombinierten Ansatzes zur Berücksichtigung von punktuellen und diffusen Quellen sowie des aus Artikel 10 in Verbindung mit Artikel 4 resultierenden kombinierten Emissions- und Immissionskonzepts (Krebs 2000: 33) ist dadurch möglich. Die Methode ist dahingehend sowohl auf die Abbildung des Status quo als auch der Wirksamkeit von Maßnahmen ausgerichtet.

Im Hinblick auf die Modellierung der diffusen Nährstoffeinträge kann mit dem Stofftransport-Bilanzmodell Salza bereits zu einem wesentlichen Teil den Anforderungen nach ATV-DVWK (2004: 155) entsprochen werden. Dies betrifft insbesondere die Identifizierung der Belastungsschwerpunkte als Grundlage für die ex ante-Analyse von Bewirtschaftungsszenarios. Hinzu kommt die Einbeziehung der Retention, deren Bedeutung im untersuchten Einzugsgebiet die Stoffemissionen teilweise quantitativ übertraf.

Umweltziele

Im Hinblick auf die Festlegung der Umweltziele ist das Potenzial der Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz differenziert zu sehen. Prinzipiell deckt sich der vorrangig immissionsorientierte Ansatz der Zielbestimmung mit dem des Artikels 4 in Verbindung mit Anhang V WRRL. Die Richtlinie legt den Schwerpunkt auf die top down-Integration über die biologischen Komponenten. Nach der Methode erfolgt die Formulierung von Umweltzielen primär über multiple Indikatoren zur Beschreibung eines Systems bottom up.⁸¹⁶ Durch die Kohärenz des Systems sind die biologischen Indikatoren zugleich top down integriert. Für die biologischen Komponenten konnte beim Fallbeispiel allerdings aus Aufwandsgründen weder eine zeitliche noch eine regional vergleichende Rekonstruktion des „sehr guten ökologischen Zustands“ realisiert werden.

⁸¹⁶ Siehe Kap. 2.4.4.1.

Spektrum und Varianz der für das Einzugsgebiet der Salza formulierten abiotischen Umweltqualitätsindikatoren haben gezeigt, dass eine Fokussierung der Gewässerbewertung auf die biologischen Komponenten detaillierte Kenntnisse über die Wirkungszusammenhänge mit den abiotischen Faktoren voraussetzt. Diesbezüglich wurden in den vergangenen zehn Jahren leistungsfähige Simulationsmodelle konzipiert, die es weiter zu entwickeln gilt (DFG 2003: 84). Die für den Bewirtschaftungsplan Salza formulierten Ziele und Standards erlangen in Ergänzung dazu eine Bedeutung für einen bottom up-Ansatz. Dieser spielt insbesondere dann eine Rolle, wenn die Wirkungszusammenhänge unzureichend bekannt sind oder wenn sich die Simulation der Wirksamkeit von Bewirtschaftungsmaßnahmen unmittelbar auf abiotische Komponenten richtet. Die Potenziale der Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz liegen damit vor allem bei der sekundären Integration der Bewertung („bottom up“), die ergänzend zur primär integrierten Gewässerbewertung der Wasserrahmenrichtlinie („top down“)⁸¹⁷ die Operationalisierung von Maßnahmenwirkungen fokussiert.

Unterschiede zwischen der Bearbeitung des Fallbeispiels Salza und der WRRL bestehen in Bezug auf die nach Artikel 2 WRRL verwendeten Begriffe und die Skalierung der Klassen in Anhang V. Für die Salza wurde noch das 7-stufige bundesdeutsche Klassifikationssystem für die physikalisch-chemische Gewässergüte, morphologische Gewässergüte und biologische Gewässergüte (Saprobie) verwendet. Einen Vorschlag für dessen Überführung in die 5 Klassenstufen der WRRL enthält Irmer (1999: 44f.)⁸¹⁸. Eine Betrachtung von Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos und Fischfauna war bisher nicht Teil der nationalen Güteklassifikation. Dahingehend werden aktuell Klassifikationen erarbeitet (Feld et al. 2005).

Im Hinblick auf die Festlegung von Zielkriterien ist die Methode Umweltbilanz auf die Aufbereitung von Begründungszusammenhängen als Grundlage für die gesellschaftliche Wertsetzung ausgerichtet. Die Wasserrahmenrichtlinie geht demgegenüber stärker von einer wissenschaftlichen Ableitbarkeit des „guten Zustands“ aus. Untersuchungen beispielsweise von Schönfelder (2002) an Gewässern im Einzugsgebiet der Havel zeigen allerdings, dass eine kausale Ableitung des „guten Zustands“ nur bis zu einem gewissen Grad stringent möglich ist. Mit der Festlegung exakter Werte ist insofern stets ein „Beurteilungsermessen“ verbunden. Zwar ist der Rahmen hierfür nach der WRRL stärker reglementiert, dennoch sind eigenständige Ziele zulässig (EC 2003b, LAWA 2003, Teil 3: 5).

Entscheidend erscheint die Interpretation dieser Flexibilität. Bezieht sie sich auf eine Regionalisierung mit Hilfe der derzeit entwickelten wissenschaftlichen Verfahren oder lässt sie auch eine Einbeziehung der Öffentlichkeit bei der Definition der Ziele als solchen zu?⁸¹⁹ Die Phase der Formulierung und Implementation von Maßnahmenprogrammen wird dahingehend zeigen, inwieweit ein ausschließlich wissenschaftliches Verständnis der Zielbestimmung zu einer hinreichenden öffentlichen Akzeptanz für eine wirksame Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie führt.

Ungeachtet dessen können in die normative Dimension der Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz prinzipiell auch die gegenwärtig entwickelten Verfahren zur Begründung von Zielen aufgenommen werden. Die Methode ist insofern auch dahingehend für

⁸¹⁷ Zu bottom up-Ansatz und top down-Ansatz der Gewässerbewertung siehe Kap. 2.4.4.1.

⁸¹⁸ Siehe Kap. 2.4.4.1.

⁸¹⁹ So zumindest lässt sich – allerdings recht allgemein – EC (2003a) verstehen.

die Umsetzung der europäischen Richtlinie geeignet. Mit der Unterscheidung des Umweltqualitätszielkonzepts von den Umwelthandlungszielen und -standards besteht darüber hinaus ein Rahmen für eine inkrementale Erreichung der Ziele nach Anhang V. Dies wird sich insbesondere bei der Formulierung und Implementation von langfristigen Maßnahmenprogrammen als eine wichtige Eigenschaft erweisen. Ansonsten könnte die Gefahr bestehen, dass die Ziele nach Artikel 4 in Verbindung mit Anhang V durch Ausnahmetatbestände soweit aufgeweicht werden, dass ihre Umsetzung im Rahmen der zeitlich engen Fristen der Richtlinie, aber ohne die dauerhaft anzustrebenden Verbesserungen des Gewässerzustands möglich ist.⁸²⁰

Untersuchung der Wirtschaftlichkeit und Öffentlichkeitbeteiligung

Die wirtschafts- und sozialwissenschaftlichen Fragen der Analyse des Wassergebrauchs (Anhang VII, Ziffer 6) sowie der Information und Anhörung der Öffentlichkeit (Ziffer 9) werden durch die Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz nicht explizit thematisiert. Die Quantifizierung der Wasser- und Stoffströme stellt für wirtschaftliche Analysen des Wassergebrauchs dennoch die notwendigen Kenntnisse über die maßgeblichen physischen Prozesse zur Verfügung. Dies konnte im Fallbeispiel anhand der Ermittlung der Effizienz von Maßnahmen verdeutlicht werden.

Im Hinblick auf die Beteiligung der Öffentlichkeit werden einerseits die bereits erwähnten Schnittstellen zur gesellschaftlichen Festlegung von Zielen durch die Methode bereitgestellt. Das Konzept für den verfahrensmäßigen Einsatz der Methode kann darüber hinaus als Orientierung für partizipative Verfahren zur Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen nach Wasserrahmenrichtlinie dienen. In diesem näher zu spezifizierenden Rahmen können auch die Liste der zuständigen Behörden (Anhang VII, Ziffer 10) sowie die Anlaufstellen und Verfahren für die Beschaffung der Hintergrunddokumente und -information (Anhang VII, Ziffer 11) bestimmt werden.

Der SRU (2004: Tz. 419ff.) weist in diesem Zusammenhang explizit auf die Bedeutung einer aktiven Beteiligung der Öffentlichkeit hin. Diese beschränke sich nicht auf ein dreistufiges Verfahren nach dem Verwaltungsverfahrensgesetz. Das Beispiel Salza zeigt, dass diese Forderung nicht nur umweltpolitisch wünschenswert (und rechtlich über das Umweltinformationsgesetz bereits geregelt ist), sondern dass mit ihr auch erhebliche Erkenntnisgewinne für die Erstellung eines Bewirtschaftungsplanes und eine verbesserte Vermittlung der Inhalte des Gewässerschutzes verbunden sind.

5.1.3 Forschungsbedarf

Aufgrund der in der Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz behandelten Inhalte und Methoden stellt sich die Frage nach dem Forschungsbedarf für eine Reihe von Aspekten. Sie reichen von der Konzeption und Operationalisierung von Systemmodellen mit der Ableitung von Indikatoren über die Begründungszusammenhänge und Rechtsverbindlichkeit von Umweltzielen bis hin zum Einsatz der Methode in Planungsverfahren.

⁸²⁰ Inwieweit sich daraus eventuell rechtliche Probleme der Vertragsverletzung ergeben können, kann an dieser Stelle nicht weiter betrachtet werden.

Wirkungsanalytische Dimension

Die angestrebte und im Fallbeispiel des Bewirtschaftungsplans Salza bis zu einem gewissen Grad realisierte konzeptionelle und methodische Integration hat mehrere generelle und spezifische Probleme aufgeworfen. Zunächst hat sich gezeigt, dass für manche Prozesse des Wasser- und Stofftransports eine methodische Abbildung über verschiedene Gewässerkompartimente nur bedingt möglich ist. Dies gilt beispielsweise für die Kopplung von Wasserbilanz- und Grundwassermodellen. Dahingehend ist in der Untersuchung von Klöcking et al. (2002) für die Modelle ArcEGMO und MODFLOW mittlerweile ein Ansatz realisiert worden.

Bezüglich des erosiven Stoffeintrags ist die Beschreibung der lateralen Prozesse auf der Skala von Flussgebieten weiterhin nur eingeschränkt leistbar (vgl. ATV-DVWK 2004: 156). Mit dem Stofftransport-Bilanzmodell Salza wird dahingehend ein weiterführender Ansatz vorgelegt. Allerdings erlaubt auch er nur eine plausible Abschätzung, nicht jedoch eine physikalisch detaillierte Abbildung der Transmission.⁸²¹ Halfass (2004: 138f.) weist dahingehend auf die Bedeutung von Faktoren hin, die wie die Sorptionsfähigkeit des Bodens die Regelungskapazität im Landschaftshaushalt bestimmen. Einer weiteren Spezifizierung der Transportprozesse in Einzugsgebieten kommt insofern ein besonderer Stellenwert zu.

Weitere offene Fragen ergeben sich für die Kopplung von Stofftransportmodellen mit Gewässergütemodellen. Dies betrifft die inhaltlichen Schnittstellen (Variablen-Parameter, räumliche und zeitliche Auflösung). Zur Beschreibung der Prozesse in den Einzugsgebieten von Flussgebietseinheiten fehlen für eine Reihe relevanter Stoffe teilweise noch geeignete Ansätze. Dies gilt für die Einträge der verschiedenen Phosphor- und Stickstoffverbindungen, Kohlenstoff (TOC) und Sauerstoff (CSB). Die meisten Stofftransport- und Bilanzmodelle behandeln lediglich Gesamtposphor bzw. -stickstoff (vgl. ATV-DVWK 2004).

Zu berücksichtigen ist weiterhin die zeitliche Dynamik als Voraussetzung für die Abbildung von Jahresgang und Extremereignissen der Stoffeinträge bzw. -konzentrationen. Hierfür kommen entweder eine gezielte Simulation bestimmter Abflussverhältnisse mit den aktuell vorhandenen statischen Modellen oder deterministische Ansätze in Betracht.⁸²² Einen Beitrag für die deterministische Abbildung der Nährstoffeinträge (TP, TN) aus urbanen Gebieten liefert das von Biegel (2005, et al. 2005) konzipierte mesoskalige Modell ArcEGMO-URBAN. In Bezug auf die Gütemodelle ist darüber hinaus zu prüfen, inwieweit für die neuen Ansätze zur biologischen Gewässerbewertung bereits hinreichende Möglichkeiten zur Abbildung der Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen Einzugsgebietsbewirtschaftung und Gewässerzustand bestehen.

Auf dieser hoch aggregierten Betrachtungsebene können sicherlich nur ausgewählte Fragen der physischen Forschung zum Flussgebietsmanagement mit ihren konkreten Details angesprochen werden. Die zuvor erwähnten Aspekte sind insofern durch die Perspektive der vorliegenden Arbeit bestimmt. Einen weiterführenden Überblick gibt DFG (2003). An dieser Stelle soll lediglich noch ein grundlegender Gesichtspunkt der Integration angesprochen werden, nämlich die Operationalisierung der für die Methode Umweltbilanz zugrunde gelegten Systemmodelle.

⁸²¹ Siehe Kap. 4.2.2.

⁸²² Siehe Kap. 4.1.2.

Die Kopplung partieller Untersuchungsansätze stellt eine Reihe von Anforderungen, die bei der Fallstudie deutlich geworden sind. Hierzu gehören insbesondere ein abgestimmter Ablauf der Modellsimulationen, austauschbare Datenformate mit dafür gegebenenfalls notwendigen Anpassungen der Modellparametrisierungen, eine einheitliche Protokollierung der Metadaten⁸²³, DV-Werkzeuge zur Fortschreibung der Eingangsdaten. Eine Herausforderung stellt außerdem die Form der Kopplung der Teilmodelle dar. Die Möglichkeiten reichen von der online-Kopplung bis zur direkten technischen Integration der einzelnen Teilmodelle. Forschung zur schrittweisen Realisierung ganzheitlicher Simulationsmodelle auf der Grundlage der beschriebenen und im Fallbeispiel erprobten, sekundären Integration erscheint deshalb besonders bedeutsam.

Normative Dimension

Auf der Grundlage der in Kapitel 3.4.5 geführten Diskussion lässt sich der Forschungsbedarf nach Begründungszusammenhängen sowie Verfahren und Verbindlichkeit betrachten.

Begründungszusammenhänge

Die vorliegende Arbeit hat sich vertiefend mit naturräumlichen Begründungszusammenhängen für regionalisierte Umweltqualitätsziele und -standards befasst. Aufgaben einer weiterführenden Forschung zur Bestimmung toxikologischer Zielkriterien können deshalb hier nicht behandelt werden. Im Rahmen des Fallbeispiels hat sich gezeigt, dass der Einsatz von Prozessmodellen ein ergänzendes Mittel zur Bestimmung von naturräumlichen Indikatoren sein kann.

Als Forschungsbedarf konnten vor allem fehlende Begründungszusammenhänge für Zielkriterien zur Abflussdynamik, Struktur von Gewässerufern/-umfeld der Standgewässer, Grundwasserneubildung und -dargebot sowie zu grundwasserbeeinflussten Standorten identifiziert werden. Dahingehend gilt es Verfahren und Indikatoren zu entwickeln, mit denen unter Berücksichtigung der Genese von Gewässereinzugsgebieten und deren unvermeidbaren nutzungsbedingten Veränderungen Soll-Zustände begründet werden können. Zu diesem Zweck kommen speziell Wirkungsanalysen für ex post-Szenarios in Betracht. Ansätze für eine dementsprechende Begründungszusammenhänge von hydrologischen Zielkriterien wurden von Leibundgut & Hildebrand (1999) skizziert.

Bei der inhaltlichen Begründung hat sich weiterhin ein erheblicher Bedarf für eine hinreichende räumliche Diversifizierung von Zielkriterien ergeben. Diesbezüglich sind Kenngrößen erforderlich, die mit Hilfe erfassbarer Daten und gegebenenfalls mit vorhandenen Modellen bestimmt werden können. Zielkriterien für die biologischen Komponenten konnten im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht behandelt werden. Dahingehend werden im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie derzeit umfassende Untersuchungen durchgeführt (vgl. Feld et al. 2005).

Abstimmungsverfahren und Verbindlichkeit

Für die partizipative Aufstellung von Umweltqualitätszielkonzepten ist für das Fallbeispiel des Bewirtschaftungsplans Salza ein gesonderter informeller Verfahrensschritt

⁸²³ Dabei sollten die Standards des Umweltdatenkatalogs (UDK) berücksichtigt werden.

durchgeführt worden. Durch die Beteiligten sind dabei überwiegend Stellungnahmen mit ergänzenden Zielen und Zielkriterien abgegeben worden. Einen Bedarf für eine formalisierte Abwägung diskursiver Zielvorstellungen gab es nicht. Nachdem Einvernehmlichkeit in anderen Verfahren nicht angenommen werden kann, stellt sich die Frage nach geeigneten Gremien und Prozeduren für den Abwägungsvorgang. Vor diesem Hintergrund erscheint eine diesbezügliche raumwissenschaftliche Auseinandersetzung mit flussgebietsbezogenen Umweltqualitätszielkonzepten interessant.

Eine darauf aufbauende Frage bezieht sich auf die rechtliche Verbindlichkeit derartiger Umweltqualitätszielkonzepte sowie der für bestimmte Planungshorizonte festgelegten Umwelthandlungsziele und -standards. In Kapitel 3.4.5 ist dahingehend bereits auf den möglichen rechtswissenschaftlichen Forschungsbedarf im Hinblick auf die Unterscheidung von Zielen und Standards zur langfristig (wieder)herstellbaren Umweltqualität der Gewässer und den mit Bewirtschaftungskonzeptes bzw. Maßnahmenprogrammen innerhalb eines Planungshorizonts voraussichtlich erreichbaren Gewässermerkmalen angesprochen worden.

Sind die Wasserbehörden beispielsweise auf der Grundlage von Umweltqualitätszielkonzepten befugt, konkrete Vereinbarungen – wie beispielsweise Public Private Partnerships – einzugehen? Ziel dieser Untersuchungen sollte allerdings nicht die Überführung von Umweltqualitätszielkonzepten in planerische Regelungsinstrumente sein. Bereits Fürst et al. (1992: 225) haben darauf hingewiesen, dass dies für die angestrebte Steuerung (und das Zustandekommen anspruchsvoller Ziele; d.V.) eher abträglich wäre.

Auf der nationalen Ebene stellt sich weiterhin die Frage der nachprüfaren Standardisierung von Zielen und Zielkriterien. Diesbezüglich ergibt sich durch Anhang V Wasserrahmenrichtlinie eine Aufgabenstellung für die Mitgliedsländer der Europäischen Union. Aus Sicht der Information und Anhörung der Öffentlichkeit sind die entstehenden Klassifikationsverfahren hinreichend transparent und nachvollziehbar zu gestalten.

Bilanzierung, Bewertungs- und Entscheidungsunterstützung

Die bei der Umweltbilanz für den Bewirtschaftungsplan Salza eingesetzten Bilanzierungsformen können prinzipiell als ausreichend angesehen werden. Nicht behandelt werden konnten Methoden für die multikriterielle Entscheidungsunterstützung. Dahingehend stehen mit GIS-basierten Ansätzen wie Compromise Programming, PROMETHEE u.a. leistungsfähige Verfahren zur Verfügung.⁸²⁴ Deren konkrete Erprobung unter Beteiligung von Praxisakteuren steht allerdings noch aus.

Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen und Beteiligung der Öffentlichkeit

Für die Anwendung der Methode wasserwirtschaftliche Umweltbilanz in einem öffentlich-rechtlichen Verfahren zur Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen ist in Kapitel 3.9 ein Konzept formuliert und dessen Realisierung im Fallbeispiel reflektiert worden. Eine systematische raumwissenschaftliche Untersuchung des Planungsverfahrens und seiner Akteure war im vorliegenden Rahmen nicht möglich. In Bezug auf die Effektivität eines derartigen Verfahrens hinsichtlich der materiellen und verfahrensmäßigen Quali-

⁸²⁴ Siehe Kap. 2.2.2.4.

tät und der anschließenden Umsetzung von Maßnahmen des Gewässerschutzes erscheint dies jedoch außerordentlich bedeutsam. Wichtige Aspekte sollten dabei Fragen der sektor- und gebietsübergreifenden Kooperation (z.B. Bressers & Kuks 2004, Hutter & Schanze 2004, Davis & Rees 2004), der diskursiven Abstimmung von Zielen und vor allem der daraus abgeleiteten Maßnahmen (vgl. Fürst 2003: 101) sowie der gemeinsamen Erfolgskontrolle und Fortschreibung sein.⁸²⁵

5.2 Methode „Umweltbilanz“

5.2.1 Potenziale für die Umweltentwicklung

Betrachtet man das Gewässereinzugsgebietsmanagement als *eine* thematische Aufgabe der Umweltentwicklung, wie dies in Kapitel 2 bereits dargelegt worden ist, stellt sich die Frage nach den Potenzialen der Methode Umweltbilanz für andere Themengebiete. Dazu ist zunächst die Bedeutung des Wasserhaushalts für die Umweltentwicklung hervorzuheben. Die erfolgreiche Erprobung für dieses Themenfeld weist bereits auf eine erhebliche Relevanz für die generelle Betrachtung der Umwelt hin. Wasser spielt für die meisten naturhaushaltlichen Prozesse, sei es als Ressource, Transport- und Reaktionsmedium etc., eine zentrale Rolle (vgl. DFG 2003). Das bedeutet, dass in Umweltbilanzen mit anderen Themenstellungen zumeist auch Komponenten einer wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz einfließen werden. Die Autoren der DFG-Schrift gehen deshalb davon aus, dass das Wasser „eine integrierende Funktion für die heute noch sektoriellen und fragmentierten Bereiche der Umweltforschung übernehmen kann“ (ebd.: 28).

Unabhängig von dieser Relevanz der wasserwirtschaftlichen Umweltbilanz sind speziell für die sämtliche Umweltmedien behandelnde Umweltentwicklung allgemeine Umweltbilanzen denkbar. Die Anwendungsgebiete können von der Landschaftsplanung nach dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) über die Projekt-UVP nach dem Gesetz für die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) und der Strategischen Umweltprüfung (SUP) nach dem Gesetz über die Prüfung der Umweltverträglichkeit von Plänen und Programmen (SUPG) bis hin zu einem ganzheitlichen und gesamtträumlichen umweltwissenschaftlichen Entscheidungsmonitoring für die Raumentwicklung reichen. Für die genannten Instrumente der Raum- und Umweltplanung können der ganzheitliche Ansatz, die koordinierte Einbeziehung von verfügbaren Simulationsmodellen, die konsistente Begründung und Festlegung von Umweltqualitätszielkonzepten sowie die Definition der Schnittstellen zwischen umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen und gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen Validität und Transparenz erhöhen.

Die dahingehende für die Methode zugrunde liegende Trennung von naturogenen und anthropogenen Teilsystemen aus einem ganzheitlichen Systemzusammenhang ist bereits von Neef (1985) für die Landschaftsforschung postuliert worden. Die Methode Umweltbilanz schafft den theoretischen Rahmen für die Integration der wirkungsanalytischen Prozesse. Ausgehend von dem vorherrschenden Reduktionismus und der Partialisierung in der Umweltforschung weist sie in Richtung einer theoretisch-methodologischen (Re-)Integration. Mit den mittlerweile zur Verfügung stehenden Methoden und Modellen ergeben sich dahingehend neue Potenziale. Dies gilt es gezielt durch entsprechende Forschungsdesigns zu nutzen und auszuweiten.

⁸²⁵ Siehe Kap. 2.2.1.

Wichtig ist darüber hinaus die Systematisierung der Schnittstellen zwischen der Abbildung der Physis und den gesellschaftlichen Zieldefinitionen. Die Methode Umweltbilanz liefert dahingehend konkrete Ansatzpunkte für eine ganzheitliche Repräsentanz der betrachteten Mensch-Umwelt-Systeme bei der Aufstellung kohärenter Zielsysteme. An den Umweltqualitätszielen in den umfassenden Planungen der siebziger Jahre kritisierte der SRU (1998: Tz. 75) die eingeschränkte Wirksamkeit unter anderem durch die Komplexität und mangelnde Verknüpfung von Zielen, Maßnahmen, Instrumenten und Verantwortlichen. Innerhalb der Methode Umweltbilanz stehen die Ziele im direkten Zusammenhang mit den Ausgangsverhältnissen, Handlungsalternativen, den dazugehörigen Instrumenten und zuständigen Handlungsfeldern.

Die allgemeine Praktikabilität einer Unterscheidung von Umweltqualitäts- und -handlungszielkategorie ist sicherlich im Einzelfall zu prüfen. Generell erscheint es sinnvoll, anspruchsvolle Umweltqualitätsziele mit einer beschränkten ersten Abwägung von Umwelthandlungszielen abzuschichten (Rehbinder 1997: 321).⁸²⁶ Die von Hanisch (1999: 90) konstatierten rekursiven Auswirkungen von Bewertungen und Entscheidungen auf das zugrunde liegende Wertesystem⁸²⁷ lassen sich durch die beschriebene Unterscheidung und Verwendung von Umweltqualitäts- und -handlungszielkategorien differenziert betrachten. Mit der Formulierung von Qualitätszielen wird die vertiefende Betrachtung der bewertungsrelevanten Fragen auf die Ebene der Zielfestlegung vorverlagert. Der Bedarf für rekursive Veränderungen wird sich insofern verringern.

Wegen der zur Zielfestlegung notwendigen Abstimmung und der Funktion als Referenz ist eine wesentliche Modifikation in den nachgelagerten Phasen eines Entscheidungsprozesses – zumindest für gewisse Zeithorizonte – auch aus der Sicht gesellschaftlicher Verfahren nicht zweckmäßig. Die ungeachtet dessen notwendige Flexibilität bei der Entscheidungsfindung kann durch die Handlungszielkategorie gewährleistet werden. Die Entscheidungsträger können damit mit der Entscheidung den Zielerreichungsgrad bezogen auf die Qualitätsziele bestimmen.

Instrumente, für die die Methode Umweltbilanz ein geeignetes methodisches Werkzeug sein kann, wurden bereits genannt. Sowohl die grundlegende Abbildung regionaler Mensch-Umwelt-Systeme als auch die Langfristorientierung der Ziele für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung legen tendenziell eine weniger projektbezogene als eine langfristige Verwendung nahe. Als Beispiel kann dahingehend die ökosystemare Umweltbeobachtung dienen, für die von Schönthaler et al. (1994) und Schönthaler & Köppl (1999) ein vergleichbar ganzheitlicher Ansatz entwickelt wurde. Die Methode Umweltbilanz leistet insofern - zumindest in der langfristigen Perspektive - einen Beitrag zur Überwindung der teilweise noch vorherrschenden Trennung zwischen Entwicklungs- und Eingriffsplanung⁸²⁸.

5.2.2 Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit der Methode Umweltbilanz ist ein Ansatz konzipiert und erprobt worden, der die Voraussetzungen für eine ganzheitlich ausgerichtete, handlungsorientierte Operationalisierung der physischen Mensch-Umwelt-Systeme schafft. Wissenschaftstheoretisch fun-

⁸²⁶ Siehe Kap. 2.3.4.1.

⁸²⁷ (hier: Zielfestlegung in Form eines Umweltqualitätszielkonzepts)

⁸²⁸ Siehe Kap. 1.1.

dierte und normative Aussagen werden durchgängig voneinander abgegrenzt und damit das „Ausmaß der Vorentscheidung von Planung“ (Fürst & Scholles 2001: 10) reduziert. Die durch ein hohes Maß an Variabilität der berücksichtigten Ziele und Handlungsoptionen gekennzeichnete Methode kann insofern für ein koevolutionäres umweltwissenschaftliches Entscheidungsmonitoring bei der gesellschaftlichen Umweltentwicklung eingesetzt werden.⁸²⁹

Der Versuch einer konsistenten Explikation definierter Mensch-Umwelt-Systeme beruht dabei nicht auf dem Glauben einer reduktionistisch vollkommenen Simulierbarkeit realer komplexer Systeme. Vielmehr geht er davon aus, dass die Unsicherheit gerade vor dem Hintergrund einer präzisierten Problembetrachtung deutlicher herausgearbeitet und von den Beteiligten gewürdigt werden können. Sehr treffend erscheint dahingehend die Einschätzung von Brand & Fürst (2002: 29f.): „Erst wenn ein entsprechendes Wissen über Verursachungs- und Wirkungszusammenhänge besteht oder genauer: erst wenn sich bestimmte Deutungen über solche Zusammenhänge durchgesetzt haben (was selbst wieder ein komplexer Prozess der sozialen Konstruktion von „Wissen“ ist), kann überhaupt der Versuch unternommen werden, mithilfe bestimmter Steuerungsinstrumente die erwünschten Zielvorgaben zu erreichen.“⁸³⁰ Die Methode Umweltbilanz kann ein Schritt zur Aufbereitung dieser Zusammenhänge darstellen als Grundlage für eine gesellschaftliche Auseinandersetzung und Steuerung.

Die Methode Umweltbilanz zielt auf ein methodisches Werkzeug für die Einbeziehung umweltwissenschaftlicher Erkenntnisse in den Gesamtkontext nachhaltiger Entwicklung. Sie rekurriert nicht auf den Gedanken der Planbarkeit von Umwelt und Gesellschaft, sondern stellt eine interaktiv nutzbare und fortschreibungsfähige Unterstützung der gesellschaftlichen Umweltentwicklung zur Verfügung, für die der Staat Rahmensetzungen vornimmt, die ansonsten jedoch dem selbstregelnden Handeln der regionalen und lokalen Akteure vorbehalten bleibt (vgl. Hübler 2003: 14).

Die aufgeschlossene Resonanz der regionalen Akteure im Fallbeispiel des Bewirtschaftungsplans Salza können dahingehend als ermutigend verstanden werden. Sie hat ansatzweise die Wege einer partizipativen Umweltentwicklung deutlich werden lassen. In einer Komplementarität von umweltwissenschaftlichen Methoden und partizipativen Steuerungsansätzen werden deshalb Potenziale für eine weitere Verbesserung der Wirksamkeit von Umweltpolitik gesehen. Die Methode Umweltbilanz schafft diesbezüglich gegebenenfalls interessante Anknüpfungspunkte zu Fragen der planerischen Steuerung, wie sie in der Raumwissenschaft behandelt werden.

Die Unsicherheit ist dabei sowohl für die umweltwissenschaftliche Systembeschreibung als auch für die gesellschaftlichen Akteure gemeinsame Themen. Sie erfordern eine kontinuierliche Reflexion der realen Systementwicklung und eine Anpassung von Zielen und Maßnahmen. Damit führt die Auseinandersetzung mit der Umwelt weg von Fall-zu-Fall-Entscheidungen, sei es zur Umsetzung neuer Regelwerke oder der Realisierung isoliert betrachteter Vorhaben, und hin zu einem kontinuierlichen Umweltmanagement. Gegenüber einem allgemeinen Inkrementalismus, wie er bisher für den Wandel der

⁸²⁹ Siehe Kap. 1.1 und 2.2.

⁸³⁰ Die Autoren werfen zugleich die Frage auf, ob dies mit einem Gesamtkonzept nachhaltiger Entwicklung gelingt oder ob ein öffentlicher oder halb-öffentlicher Diskurs den Handlungsdruck in einer „symbolisch verdichteten Form“ bzw. „resonanzfähigen, sinnfälligen Gefährdungsbildern“ voraussetzt.

klassischen Planung beschrieben wird (vgl. Selle 1996), könnte in Bezug auf die Einbeziehung der Umwelt von einem ganzheitlich ausgerichteten, reflexiven Inkrementalismus bzw. dem von SRU (1998: 94) geforderten dynamisch reflexiven Umgang gesprochen werden. Das Gewässereinzugsgebietsmanagement ist dahingehend ein wichtiges, nicht jedoch das alleinige potenzielle Anwendungsgebiet der Methode Umweltbilanz.

6. Quellen

6.1 Literatur

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung der geologischen Landesämter. Stuttgart. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Apel, H., Thieken, A.H., Merz, B. & Blöschl, G. (2004): Flood risk assessment and associated uncertainty. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 4: 295-308.
- ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung (1995): Zukunftsaufgabe Regionalplanung; Anforderungen, Analysen, Empfehlungen. Hannover.
- ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung (2001): Stellungnahme einer Expertengruppe der ARL zur Umsetzung der WRRL. ARL-Mitteilungen 3/2001: 1-2.
- Arzet, K. (1995): Stand der Arbeiten zur Methodik der Bewertung von Standgewässern. In: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hg.); Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes aus der Sicht der aquatischen Ökologie. München, Wien, Oldenbourg: 342-363.
- ATV-DVWK – Abwassertechnische Vereinigung – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (Hg.) (2004): Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche. Hennef, ATV-DVWK.
- Auerswald, K. (1989a): Predicting nutrient enrichment from long-term average soil loss. *Soil Technology* 2: 271-277.
- Auerswald, K. (1989b): Prognose des P-Eintrags durch Bodenerosion in die Oberflächengewässer der BRD. Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II: 661-664.
- Auerswald, K. (1992): Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria. In: 5th International Symposium of River Sedimentation Processes: 1023-1026.
- Baccini, P. & Bader, H.-P. (1996): Regionaler Stoffhaushalt; Erfassung, Bewertung und Steuerung. Heidelberg u.a., Spektrum.
- Bach, M., Fabis, J. & Frede, H.G. (1997): Filterwirkung von Uferstreifen für Stoffeinträge in Gewässer in unterschiedlichen Landschaftsräumen. DVWK-Mitteilungen 28.
- Bach, M., Frede, H.G., Schweikart, U. & Huber, A. (1999): Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Landkreisen in Deutschland. UBA-Texte, 75/99. Berlin, Werbung + Vertrieb.
- Bader, H.P. & Baccini, P. (1996): System-Modelle und Simulations-Programme im Umweltmanagement; Eine kritische Analyse zum Stand der Technik. *GAIA* 5, (6): 263-275.
- Bargatzky, T. (1986): Einführung in die Kulturrökologie; Umwelt, Kultur und Gesellschaft. Berlin, Raumer.
- Barth, S. & Klöck, W. (Hg.) (1997): Qualitätsorientierung im Umweltrecht; Umweltqualitätsziele für einen nachhaltigen Umweltschutz. Berlin, Rhombos.
- Bastian, O. & Schreiber, K.-F. (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Heidelberg, Berlin, Spektrum Akademischer Verlag, 2., neubearb. Aufl.

- Bastian, O. (2001): Landschaftsökologie auf dem Weg zu einer einheitlichen Wissenschaftsdisziplin? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33, (2/3): 41-51.
- Bechmann, G. & Grunwald, A. (2002): Experimentelle Politik und die Rolle der Wissenschaften in der Umsetzung von Nachhaltigkeit. In: Brand, K.-W. (Hg.); *Politik der Nachhaltigkeit; Voraussetzungen, Probleme, Chancen – eine kritische Diskussion*. Berlin, Ed. Sigma: 113-130.
- Beck, U. (1986): *Risikogesellschaft; Auf dem Weg in einer anderen Moderne*. Frankfurt a. M., Suhrkamp.
- Becker, A. Krysanova, V. & Schanze, J. (2000): Gekoppelte Wassermengen- und Qualitätsmodellierung in mesoskaligen Flussgebieten und Schritte zur Integration sozioökonomischer Aspekte. *Nova Acta Leopoldina*, 43 (319): 191-208.
- Bechmann, A. (1978): *Nutzwertanalyse, Bewertungstheorie und Planung*. Bern, Stuttgart, UTB.
- Bechmann, A. (1981): *Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik; Eine Darstellung mit Beispielen aus dem Arbeitsfeld der Landschaftsplanung*. Bern, Stuttgart, UTB.
- Bechmann, G. & Stehr, N. (2001): Risikokommunikation und die Risiken der Kommunikation wissenschaftlichen Wissens – Zum gesellschaftlichen Umgang mit Nichtwissen. *GAIA* 9, (2): 113-121.
- Begemann, W. & Schiechl, H. M. (1994): *Ingenieurbiologie. Handbuch zum ökologischen Wasser- und Erdbau*. Wiesbaden, Bauverlag.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. (1996): *Ecology; Individuals, Populations and Communities*. Boston, Melbourne. Blackwell Science, 3rd Edition.
- Behrendt, H. (1993): Point and diffuse load of selected pollutants in the River Rhine and its main tributaries. Research report, RR-1-93, IIASA, Laxenburg (A).
- Behrendt, H. (1994): Immissionsanalyse und Vergleich zwischen den Ergebnissen von Emissions- und Immissionsbetrachtungen. In: Werner, W. & Wodsack, H.-P. (1991); *Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR*. Agrarspektrum, 22. Frankfurt, Verlagsunion Agrar: 171-206.
- Behrendt, H. & Opitz, D. (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, 410: 121-133.
- Bernhart, H. & Bretschneider, H. (Hg.) (1993): *Taschenbuch der Wasserwirtschaft*. Hamburg, Berlin, Parey, 7. Aufl.
- Bertalanffy, v., L. (1965): Zur Geschichte theoretischer Modelle in der Biologie. *Studium Generale*, 18 (5): 290-298.
- Besch, W.-K., Hamm, A., Lenhart, B., Melzer, A., Scharf, B., & Steinberg, C. (1992): *Limnologie für die Praxis; Grundlagen des Gewässerschutzes*. Landsberg/Lech, 3. Aufl.
- Biegel, M., Schanze, J. & Krebs, P. (2005): ArcEGMO-URBAN Hydrological model for point sources in river basins. *Wat., Sci. & Techn.* (angenommen).
- Bierhals, E., Kiemstedt, H. & Scharpf, H. (1974): Aufgaben und Instrumentarium ökologischer Landschaftsplanung. *Raumforschung und Raumordnung*, H. 2: 76-88.
- Birkmann, J., Koitka, H., Kreibich, V. & Lienenkamp, R. (1999): Indikatoren für eine nachhaltige Raumentwicklung; Methoden und Konzepte der Indikatorenforschung. *Dortmunder Beiträge zur Raumplanung*, 96. Dortmund.

- Bischof, N. (1985): Das Rätsel Ödipus: Die biologischen Wurzeln des Urkonfliktes von Intimität und Autonomie. München, Piper.
- Blaschke, T. (1997): Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS; Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen. Forschungen z. deutschen Landeskunde, 243. Trier, Selbstverlag.
- Blaschke, T. (Hg.) (1999): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung; GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Heidelberg.
- Blasig, W. et al. (1994): Salze in Werra und Weser. DVWK-Mitteilungen, 24.
- Blume, H.-P. (1999): Richt- und Grenzwerte zum Bodenschutz aus Sicht der Bodenkunde. In: Wiggering, H., Dahmke, A & Huch, M.; Umweltqualitätsziele, natürliche Variabilität, Grenzwerte. Umweltgeologie heute 5, Ernst & Sohn: 91-93.
- Bock, A. (1998): Stand der Leitbilddiskussion in Deutschland. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hg.); Integrierte ökologische Gewässerbewirtschaftung; Inhalte und Möglichkeiten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51. München, Wien, Oldenbourg: 216-227.
- Böhm, E., Hillenbrand, T. & Walz, R. (1999): Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft; Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland. UBA-Texte, 25/99. Berlin, Werbung+Vertrieb.
- Boon P.J., Davies, B.R. & Petts, G.E. (2000): Global Perspectives on River Conservation – Science, Policy and Practice. Chichester (UK), John Wiley and Sons.
- Bohne, K. (1996): Möglichkeiten und Grenzen der Simulation des Wasser- und Stofftransports in mineralischen Substraten mit Hilfe von Modellen. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landschaftsentwicklung 37: 40-47.
- Borchardt, D. (1992): Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen. Wasser-Abwasser-Abfall, 10, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität - Gesamthochschule Kassel, Kassel.
- Borchardt, D. (1998): Zielsetzungen einer ökologischen Wasserwirtschaft. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hg.); Integrierte ökologische Gewässerbewirtschaftung; Inhalte und Möglichkeiten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51. München, Wien, Oldenbourg: 119-141.
- Borchardt, D. (2000): Gewässerbezogene Optimierung der Siedlungsentwässerung. Dresner Berichte, 16, TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, Dresden: 127-146.
- Bossel, H. (1997): Systemtheorie dynamischer Systeme. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hg.); Handbuch der Umweltwissenschaften, Grundlagen und Anwendung der Ökosystemforschung. Landsberg (Lech), Ecomed: III-1.1.
- Bossel, H. (1999): Ökosystemar basierte Leitbilder für eine Nachhaltige Entwicklung. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hg.); Handbuch der Umweltwissenschaften, Grundlagen und Anwendung der Ökosystemforschung. Landsberg (Lech), Ecomed: IV-3.9.6.
- BR – Bureau of Reclamation, US Department of the Interior (1996): How to get things done: Decision Process Guidebook. Denver.
- Brand, K.-W. & Fürst, V. (2002): Voraussetzungen und Probleme einer Politik der Nachhaltigkeit – Eine Exploration des Forschungsfeldes. In: Brand, K.-W. (Hg.); Politik der Nachhaltigkeit; Voraussetzungen, Probleme, Chancen – eine kritische Diskussion. Berlin, Ed. Sigma: 15-110.

- Bratley, P., Fox, B.L. & Schrage, L.E. (1987): A Guide to Simulation. New York u.a., Springer.
- Braukmann, U. (1998): Zoozöologische Typisierung von Fließgewässern in Baden-Württemberg. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hg.); Integrierte ökologische Gewässerbewirtschaftung; Inhalte und Möglichkeiten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51. München, Wien, Oldenbourg: 158-198.
- Braun, P. (1999): Das Skalenproblem der Hydrologie. In: Geller, W. (Hg.); Flusseinzugsgebietsmanagement – Herausforderung an die Forschung. UFZ-Bericht 31/1999. Leipzig: 33-37.
- Breckling, B. (1996): An Individual Based Model for the Study of Pattern and Process in Plant Ecology; An Application of Object Oriented Programming. In: Breckling, B. & Asshoff, M. (Hg.); Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung. Ecosys 4.: 241-254.
- Breckling, B. & Müller, F. (1997): Der Ökosystembegriff aus heutiger Sicht. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hg.); Handbuch der Umweltwissenschaften, Grundlagen und Anwendung der Ökosystemforschung. Landsberg (Lech), Ecomed: II-2.2.
- Breckling, B. & Müller, F. (2000): Der ökologische Risikobegriff – Einführung in eine vielschichtige Thematik. In: Breckling, B. & Müller, F. (Hg.); Der ökologische Risikobegriff. Theorie in der Ökologie, 1. Frankfurt a. M.: 1-15.
- Breckling, B. & Dong, Q. (2000): Uncertainty in ecology and ecological modelling. In: Joergensen, S.E. & Müller, F. (Hg.); Handbook of ecosystem theories and management. Boca Raton, pp. 51-73.
- Brehm, J. & Meijerling, M. (1990): Fließgewässerkunde. Heidelberg, Wiesbaden.
- Brendel, K., Fantasny, D. & Suderlau, G. (1970): Der Einfluss der Senkungs- und Erdfallgebiete in der Mansfelder Mulde auf Baubestand und Bauplanung. In: Exkursionsführer „Geologie und Technik“. Berlin: 39-101.
- Bressers, H. & Kuks, S. (2004): Integrated Governance and Water Basin Management. Conditions for Regime Change and Sustainability. Dordrecht, Kluwer.
- Breuste, J. (2001): Nutzung als Untersuchungsgegenstand und Raumbezug der Stadtökologie. Natur und Landschaftsplanung 33, 2/3: 95-100.
- Briggs, J. & Peat, F.D. (1990): Die Entdeckung des Chaos. München, Wien, Hanser.
- Bringezu, S. (2001): Stoffstromanalysen und Verfahrensvergleiche für die Planung einer zukunftsfähigen Abwasserbewirtschaftung. In: Weigert, B., Steinberg, C. & Brüggemann, R. (Hg.); Nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft, Konzepte, Planung und Entscheidungsfindung. Schriftenreihe des Interdisziplinären Forschungsverbundes Wasserforschung Berlin, 7. Berlin: 121-128.
- Brockhaus (1987): Enzyklopädie in 24 Bd. Mannheim, 19., völlig neubearb. Aufl.
- Bröring, U. & Wiegand, G. (1999): Leitbilder in Naturschutz und Landschaftspflege. In: Konold, W., Böcker, R. & Hampicke, U. (Hg.); Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg/Lech, Ecomed: V-1.2.
- Bruckmeier, K. (2004): Die unbekannte Geschichte der Humanökologie. Serbser, W. (Hg.); Humanökologie – Ursprünge, Trends, Zukünfte. München, Oekom: 45-93 (120).

- Brunner, P.G (1977): Straßen als Ursache der Verschmutzung von Regenwasserabflüssen – Ein Überblick über den Stand der Forschung. *Wasserwirtschaft*, 67 (4): 98-101.
- Brüggemann, R. & Pudenz, St. (2001): Hassediagrammtechnik zur Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen. In: Weigert, B., Steinberg, C. & Brüggemann, R. (Hg.); *Nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft, Konzepte, Planung und Entscheidungsfindung*. Schriftenreihe des Interdisziplinären Forschungsverbundes Wasserforschung Berlin, 7. Berlin: 229-240.
- Buchwald, K. (1996): Der Landschaftsplan als zentrales Instrument vorsorgender, integrierter Umweltplanung. Buchwald, K. & Engelhardt, W. (Hg.); *Umweltschutz – Grundlagen und Praxis*, 2. Bonn, Economica.
- Bund & Misereor (Hg.) (1996): *Zukunftsfähiges Deutschland; ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung*. Basel, Birkhäuser.
- Bunge, T. (1996): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung – Kommentar. In: Storm, P.-Ch. & Bunge, T. (Hg.); *Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung*. Berlin, E. Schmidt, 20. Lfg. VIII/96.
- Busch-Lüty, C. (1995): Nachhaltige Entwicklung als ein Leitmodell einer ökologischen Ökonomie. In: Fritz, P., Huber, J. & Levi, H.W. (Hg.); *Nachhaltigkeit in naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Perspektive*. Stuttgart: 115-126.
- Calamo, W. (1993): Schwebstoffuntersuchungen unter chemischen Aspekten. In: Rouve, G. (Hg.); *Feststofftransport und Gewässerökologie*: 119-155.
- Campbell, C.S. & Ogden, M. (2004): *Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape*. Hoboken, J. Wiley & Sons.
- Carlson, R.E. (1977): A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
- Claussen, U., Irmer, U., Markard, C., Mehlhorn, B., Mohaupt, V., Rechenberger, B. & Schmitz, E. (1996): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz. UBA-Texte, 63/96. Berlin, Werbung+Vertrieb.
- Dabbert, S., Herrmann, S., Kaule, G. & Sommer, M. (Hg.) (1999): *Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung*. Berlin u.a., Springer.
- Dahmen, F. W. (2000): Durch die relative Bedeutung ökologischer Standortfaktoren und Milieuverhältnisse bedingte Risiken im Umgang mit der Natur. In: Breckling, B. & Müller, F. (Hg.); *Der ökologische Risikobegriff. Theorie in der Ökologie*, 1. Frankfurt a. M.: 59-68.
- Daly, H.E. (1990): Toward some operational principles of sustainable development. *Ecological Economics* 2: 1-6.
- David, O. (1997b): A kernel approach for interactive-orientated model construction in Java. *Concurrency: Practice and Experience* 9 (11): 1319-1326.
- Decoursey, D.G. (1985): Mathematical models for non-point water pollution control. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40 (5): 408-413.
- Demmel, K. (1927): Die Wipper und die Selke in einer Schilderung von 1743. *Mein Mansfelder Land. Eisleben (Reprint)*: 137-139.
- Dehnhardt, A. (2002): Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen im Rahmen des Flussgebietsmanagements. In: Geller, W., Puncochar, P., Guhr, H., Tümpling, W. v., Medek, J., Smrtak, J., Feldmann, H. & Uhlmann, O. (Hg.); *Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements*. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Stuttgart u.a., Teubner: 123-126.

- De Roo, A.P.J. (1995): LISEM; A physically-based hydrologic and soil erosion model for basin scale water and sediment management. IAHS-Publications, 231: 339–448.
- Deumlich, D. & Frielinghaus, M. (1994): Eintragspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluss im Lockergesteinsbereich. In: Werner, W. & Wodsack, H.-P. (Hg.); Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspektrum, 22. Frankfurt, Verlagsunion Agrar: 48-84.
- DFG - Deutsche Forschungsgemeinschaft (2003): Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung. Denkschrift, Weinheim, Wiley-VCH.
- Drechsler, M., Klauer, B., Messner, F. & Horsch, H. (2001): Anwendung von Promethee zur Bewertung von Nutzungskonflikten im Torgauer Raum. In: Weigert, B., Steinberg, C. & Brüggemann, R. (Hg.); Nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft, Konzepte, Planung und Entscheidungsfindung. Schriftenreihe des Interdisziplinären Forschungsverbundes Wasserforschung Berlin, 7. Berlin: 257-270.
- Driescher, E. & Gelbrecht, J. (1993): Assessing the diffuse phosphorus input from sub-surface to surface waters in the catchment area of the lower river Spree (Germany). *Wat. Sci. Tech.*, 28 (3-5): 337-347.
- DSCSD – Department for Policy Coordination and Sustainable Development (1995): Programm of Work on Indicators for Sustainable Development. In: CSD – Commission on Sustainable Development; General Discussion of Progress in the Implementation of Agenda 21; Focusing on the Cross-Sectoral Components of Agenda 21 and the Critical Elements of Sustainability. E/CN, 17/1995/18. New York: Annex I: 25-42.
- Dürr, P. (1988): *Das Netz des Physikers*. München, Wien, Hanser.
- Duden (1989): *Deutsches Universal Wörterbuch A-Z*. Mannheim u.a., 2. völlig neubearb. Aufl.
- Duden (1997): *Herkunftswörterbuch der Deutschen Sprache*. Mannheim u.a., 2. völlig neubearb. Aufl.
- Duttmann, R. (1999): Geographische Informationssysteme (GIS) und raumbezogene Prozessmodellierung in der Angewandten Landschaftsökologie. In: Schneider-Sliwa, R., Schaub, D & Gerold, G. (Hg.); *Angewandte Landschaftsökologie; Grundlagen und Methoden*. Berlin u.a., Springer: 181-199.
- DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1993): *Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern – Teil 1: Allgemeine Kenngrößen, Nährstoffe, Spurenstoffe und anorganische Schadstoffe, biologische Kenngrößen*. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 227/1993. Hamburg, Berlin
- DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1996): *Fluss und Landschaft - Ökologische Entwicklungskonzepte*. Bonn.
- DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1997): *Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Festlegung und Freisetzung von Nährstoffen durch Sedimente in Fließgewässern*. Bonn.
- DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1998): *Maßnahmen an Fließgewässern – umweltverträglich planen*. DVWK-Schriften, H. 121. Bonn.

- DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1999a): Bewertung verschiedener Verfahren zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. DVWK-Materialien 5/1999. Bonn.
- DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1999b): Integrierte Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen. DVWK-Materialien 1/1999. Bonn.
- Dyck, S. & Peschke, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie. Verlag Bauwesen, 3. Aufl.
- Einbeck, E. (1931): Die Gestaltung der Bergbaufolgelandschaft im Gebiet des Mansfelder Kupferschieferbergbaus. Petermanns Geographische Mitteilungen, Ergänzungsheft, 214: 101-112.
- Einbeck, E. (1933): Der Einfluss des Mansfelder Kupferschieferbergbaus auf das Landschaftsbild. Mein Mansfelder Land, 8 (Reprint): 146-208.
- Eisenführ, F. & Weber, M. (1999): Rationales Entscheiden. Berlin, Heidelberg, 3. Neub. u. erw. Aufl.
- Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart, 5., stark verändert. und verb. Aufl.
- Enders, R. & Grangler, A. (2001): Entwicklung von Indikatoren für eine zukunftsfähige Wasserwirtschaft. In: Weigert, B., Steinberg, C. & Brüggemann, R. (Hg.); Nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft, Konzepte, Planung und Entscheidungsfindung. Schriftenreihe des Interdisziplinären Forschungsverbundes Wasserforschung Berlin, 7. Berlin: 77-88.
- Esser, B. (1996): Leitbilder für Fließgewässer. Wasserwirtschaft 86, H. 1: 38-43.
- Farina, A. (Ed.) (1999): Perspectives in Ecology. A Glance from the VII International Congress of Ecology. Leiden, Backhuys.
- Fehr, G. (1996): Effektivitätskontrolle ökonomischer Steuerungsinstrumente im Gewässerschutz. Wasser & Boden 1/1996: 45-50.
- Feld, C.K., Rödiger, S., Sommerhäuser, M. & Friedrich, G. (2005): Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern; Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Limnologie aktuell, 11. Stuttgart, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Fent, K. (1998): Ökotoxikologie – Umweltchemie/Toxikologie/Ökologie. Stuttgart, New York.
- Fiedler, H.-J., Katzschner, W. & Richter, B. (1985): Phosphor in bewaldeten Wassereinzugsgebieten II; quantitative Kennziffern. Wiss. Z. d. TU Dresden 34 (4): 217-224.
- Finke, L. (1989): Ökologische Planung – Nur ein modernes Schlagwort oder eine qualitativ neue Planung? Verh. Ges. f. Ökologie, XVIII: 581-587.
- Fisahn, A. (1997): Qualitätsorientierung im Umweltrecht. Umweltqualitätsziele für einen nachhaltigen Umweltschutz. Zeitschrift für Umweltrecht 4/97: 223-226.
- Franko, U., Oelschlägel, B. & Schenk, S. (1995): Simulation of Temperature-, Water- and Nitrogen-Dynamics using the model CANDY. Ecological Modelling, Vol. 81, p. 213-222.
- Fränzle, O. (1998): Grundlagen und Entwicklung der Ökosystemforschung. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hg.); Handbuch der Umweltwissenschaften, Grundlagen und Anwendung der Ökosystemforschung. Landsberg (Lech), Ecomed: II-2.1.

- Fränze, O., Rudolph, H., Dörre, U. & Zölitz-Möller, R. (1992): Erarbeitung und Erprobung einer Konzeption für die ökologisch orientierte Planung auf der Basis der regionalisierenden Umweltbeobachtung am Beispiel Schleswig-Holsteins. UBA-Texte, 20/92. Berlin, Werbung + Vertrieb.
- Frede, G. & Dabbert, S. (Hg.) (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landberg (Lech), Ecomed.
- Friedrich, G. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern – eine unlösbare Aufgabe? In: Friedrich, G. & Lacombe, J. (Hg.); Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell, 3. Stuttgart, New York: 1-8.
- Friedrich, G. (1998): Integrierte Bewertung der Fließgewässer – Möglichkeiten und Grenzen. In: BLW – Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hg.); Integrierte ökologische Gewässerbewirtschaftung; Inhalte und Möglichkeiten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- u. Flussbiologie, 51. München, Wien, Oldenbourg: 35-56.
- Friedrich, G. & Hesse K.-J. (1996): Das neue Gewässergütekartierungssystem und seine Auswirkungen. In: Dohmann, M. (Hg.); Neue und angepasste Techniken unter ökonomischen Zwängen. Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, 156. Aachen: 6/1-6/10.
- Friedrich, G. & Lacombe, J. (Hg.) (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell, 3. Stuttgart, New York.
- Friedrich, G., Coring, E. & Küchenhoff, B. (1995): Vergleich verschiedener europäischer Untersuchungs- und Bewertungsmethoden für Fließgewässer. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Materialien, 18. Düsseldorf.
- Friedrich, G. & Herbst, V. (2004): Eine erneute Revision des Saprobien-systems – weshalb und wozu? Acta hydrochimica et hydrobiologica, 32 (1): 61-74.
- Friedrich K. & Frühauf, M. (2002): Halle und seine Umgebung. Geographischer Exkursionsführer. Halle (Saale), mdv Mitteldeutscher Verlag.
- Fürst, D. (1986): Ökologisch orientierte Raumplanung – Schlagwort oder Konzept? Landschaft + Stadt 18, (4): 145-152.
- Fürst, D. (1988): Aktivitätsfolgenabschätzung. Zu ihren Auswirkungen auf Planungssysteme. Die öffentliche Verwaltung, 41: 49-56.
- Fürst, D. (1993b): Planung heute. Neues Archiv für Niedersachsen, 2: 105-117.
- Fürst, D. (1995): Planung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hg.); Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover: 708-711.
- Fürst, D. (2000): Wandel der Regionalplanung im Kontext des Staates? In: Fürst, D. & Müller, B. (Hg.); Wandel der Planung im Wandel der Gesellschaft. IÖR-Schriften 33: 9-30.
- Fürst, D. (2003): Integration der Umweltplanung durch Projekt- und Regionalmanagement? In: Kühling, W. & Hildmann, C. (Hg.); Der integrative Umweltplan – Chancen für eine nachhaltige Entwicklung? Dortmund, Dortmunder Verlag für Bau- und Planungsliteratur: 93-102.
- Fürst, D., Kiemstedt, H., Gustedt, E., Ratzbor, G. & Scholles, F. (1992): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. UBA-Texte, 34/92. Berlin, Werbung + Vertrieb.
- Fürst, D. & Scholles, F. (Hg.) (2001): Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung. Dortmund, Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur.

- Ganser, K., Siebel, W. & Sieverts, T. (1993): Die Planungsstrategie der IBA Emscher Park. Raumplanung, H. 61: 112-118.
- Garbrecht, G. (1985): Wasser; Vorrat, Bedarf und Nutzung in Geschichte und Gegenwart. Hamburg, rororo.
- Gassner, E. (1995): Das Recht der Landschaft; Gesamtdarstellung für Bund und Länder. Radebeul, Neumann.
- Gausemeier, J., Fink, A., Schlake, O. (1997): Szenariotechnik. In: Westphalen, v., R. (Hg.); Technikfolgenabschätzung. München, 3. Aufl.: 203-221.
- Gebel, M. (2000): Entwicklung und Anwendung des Modells N-Bilanz zur Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in mesoskaligen Flusseinzugsgebieten. Dresdner Geographische Beiträge, 6. Dresden, Selbstverlag TU Dresden.
- Geiger, W. & Dreiseitl, H. (1995): Neue Wege für das Regenwasser. Gelsenkirchen, Oldenbourg.
- Geller, W. (Hg.) (1999): Flusseinzugsgebietsmanagement – Herausforderung an die Forschung. UFZ-Bericht 31/1999. Leipzig.
- Gertberg, W. (1994): Umwelt und menschliches Handeln, eine fluxbezogene, systemische Betrachtung anhand graphischer Modelle. Landschaftsökologie Weihenstephan, H. 8.
- Giwer, A. (1986): Abwasser - Gewässergüte: Zur Problematik von Umweltstandards und ihrer Erreichbarkeit. In: Deutscher Verband für angewandte Geographie e.V. (Hg.); Wasser und Abwasser. Engpassfaktoren der Umweltvorsorge. Bochum: 87-111.
- Gnauck, A. (2000): Information und Kommunikation in ökologischen Systemen. In: Gnauck, A. (Hg.); Umweltforschung und Umweltinformatik, BTUC-AR 7/00: 7-17.
- Goltermann, H.L. (1984): Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwater. Verh. Internat. Verein. Limnol., 22: 23-59.
- Graf, H.G. (1999): Prognosen und Szenarien in der Wirtschaftspraxis. München, Wien, Oldenbourg.
- Grant, W., Pedersen, E.K. & Marin, S.L. (2000): Ecological Modelling; System Analysis and Simulation. In: Jørgensen, S.E. & Müller, F. (Eds.); Handbook of Ecosystem Theories and Management. Boca Raton, Lewis: 103-112
- Greschik, S. (1997): Das Chaos und seine Ordnung. Einführung in komplexe Systeme. München.
- Greulich, H. (1996): Umweltrecht. In: Fiedler, H.J., Große, H., Lehmann, G. & Mittag, M. (Hg.); Umweltschutz – Grundlagen, Planung, Technologien, Management. Jena, Stuttgart, G. Fischer: 477-527.
- Grottker, M. (1987): Regenwasserbehandlung in Trennsystemen. Mitteilungen Inst. f. Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau Uni Hannover, H. 66. Hannover.
- Grünewald, U. (1994): Hydrologisches Modell als Hilfsmittel für eine ökologische Planung. In: Grünewald, U. (Hg.); Wasserwirtschaft und Ökologie. UmweltWissenschaften, 2. Taunusstein, Blottner.
- Grützner, R., Häuslein, A. & Page, B. (1995): Werkzeuge für die Umweltmodellierung und -simulation. In: Page & Hilty (1995: 191-218).
- Grunwald, M. (1996): Kulturalistische Planungstheorie. In: Hartmann, D. & Janisch, P. (Hg.); Methodischer Kulturalismus. Frankfurt a.M.: 315-345.

- Gunkel, G. (Hg.) (1994): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Jena, Stuttgart. Gustav Fischer.
- Gunkel, G. (Hg.) (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. Jena, Stuttgart. Gustav Fischer.
- Günther, O., Radermacher, F. J. & Rieckert, W. F. (1995): Umweltmonitoring: Modelle, Methoden und Systeme. In: Page & Hilty (1995: 73-99).
- Haber, W. (1989): Notwendigkeit und Funktion von Umweltstandards. In: Akademie der Wissenschaften zu Berlin. Jahrbuch 1988. Berlin: 263-295.
- Haber, W. (1992): Erfahrungen und Erkenntnisse aus 25 Jahren Lehre und Forschung in Landschaftsökologie: Kann man ökologisch planen? In: Duhme, F. (Hg.); 25 Jahre Lehrstuhl Landschaftsökologie in Weihenstephan mit Prof. Dr. Dr. h.c. W. Haber. Festschrift mit Beiträgen ehemaliger und derzeitiger Mitarbeiter: 1-28.
- Haber, W. (1993a): Ökologische Grundlagen des Umweltschutzes. Buchwald, K. & Engelhardt, W. (Hg.); Umweltschutz; Grundlagen und Praxis, 1. Bonn. Economica.
- Haber, W. (1993b): Von der ökologischen Theorie zur Umweltplanung. GAIA, 2: 96-106.
- Haber, W. (1999): Zur theoretischen Fundierung der Umweltplanung unter dem Leitbild einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. In: Weiland, U. (Hg.); Perspektiven der Umweltplanung angesichts Globalisierung, Europäischer Integration und Nachhaltiger Entwicklung. Festschrift für H. Hübler: 63-80.
- Haber, W. (2004): The ecosystem – Power of a metaphysical construct, Landschaftsökologie Weihenstephan, 13, Freising: 25-48.
- Haber, W., Riedel, B. & Theurer, R. (1991): Ökologische Bilanzierung in der Ländlichen Neuordnung. Materialien zur Ländlichen Neuordnung des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, H. 23. München.
- Haberl, H. (2003): Traditionen von Humanökologie und Sozialer Ökologie, VO „Humanökologie und Soziale Ökologie“, http://www.iff.ac.at/socec/backdoor/lv_HH/lv_HH.php.
- Häberli, R. & Grossenbacher-Mansuy, W. (1998): Transdisziplinarität zwischen Förderung und Überforderung. Erkenntnisse aus der SPP Umwelt. GAIA 7 (3): 196-213.
- Hall, J.W. (2003): Handling uncertainty in the hydroinformatic process, J. of Hydroinformatics, 5 (4): 215-232.
- Hamm, A. (Hg.) (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Sankt Augustin, Academia.
- Hamm, A. (1998): Kompartimente einer integrierten ökologischen Gewässerbewertung. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hg.); Integrierte ökologische Gewässerbewirtschaftung; Inhalte und Möglichkeiten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51. München, Wien, Oldenbourg: 13-34.
- Handke, H. (1941): Hydrographische und biochemische Untersuchungen über die Plankton-Produktionskraft des Süßen Sees bei Halle. Bot. Archiv 42: 149-200.
- Hanisch, J. (Hg.) (1997): Beiträge zu einer Theorie der räumlich-ökologischen Planung. Berlin, VWF.
- Hansjürgens, B. (1999): Aktuelle Entwicklung ökonomischer Steuerungsinstrumente einer integrierten Gewässerbewirtschaftung. In: Horsch, H., Messner, F., Kabisch, S. Rode, M. (Hg.); Flusseinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie: Konfliktbewertung und Lösungsansätze. UFZ-Bericht 30/99. Leipzig: 113-121.

- Hardenbicker, U. (1998): Nitrataustrag durch schnelle Sickerwasserflüsse in Lössböden und Löss im östlichen Harzvorland. In: Frühauf, M. & Hardenbicker, U. (Hg.); Geowissenschaftliche Umweltforschung im Mitteldeutschen Raum, Halle: 249-254.
- Hardin, G. (1986): Cultural carrying capacity: A biological approach to human problems. AIBS News. *BioScience*, American Institute of Biological Science (preprinted, October 1986).
- Hauff, V. (Hg.) (1987): Unsere gemeinsame Zukunft. Der Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (Brundtland-Bericht), Eggenkamp.
- Haygarth, P.M. & Sharpley, A.n. (2000): Terminology for Phosphorus Transfer. *J. Environ. Qual.*, 29: 10-15.
- Heidenreich, M. (2000): Die Organisationen der Wissensgesellschaft. In: Hubig, C. (Hg.); Unterwegs zur Wissensgesellschaft. Grundlagen – Trends – Probleme. Berlin, edition sigma: 107-118.
- Heinrich, U. (1999a): Angewandte ökologische Modellierung für die Umweltplanung – Entwicklungsstand, Anwendungsprobleme, Perspektiven. In: Blaschke, T. (Hg.); Umweltmonitoring und Umweltmodellierung; GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Heidelberg: 111-119.
- Heinrich, U. (1999b): Die Verfügbarkeit von Geodaten als limitierender Faktor in der ökologisch orientierten Planung. In: Blaschke, T. (Hg.); Umweltmonitoring und Umweltmodellierung; GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Heidelberg: 212-130.
- Heise, E. (1993): Wie wird das Auge des Mansfelder Landes wieder blau?. In: Staatliches Amt für Umweltschutz Halle (Saale); Der Süße See - Das blaue Auge des Mansfelder Landes. Schriftenreihe des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Halle (Saale), 2, Halle: 4-7.
- Herbst, V. (1998): Leitbilder für den Gewässerschutz. Mitteilungen a. d. NNA 3: 17-21.
- Hirmer, R. (1984): Nährstoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Informationsberichte, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 2/84. München.
- Höhn, H.-J. (1994): Umweltethik und Umweltpolitik. Aus Politik und Zeitgeschichte. Beilage zur Wochenzeitung Das Parlament, 49: 13-21.
- Hofmeister, S. (1989): Stoff- und Energiebilanzen; Zur Eignung des physischen Bilanzprinzips als Konzeption der Umweltplanung. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe d. Fachbereichs Landschaftsentwicklung d. TU Berlin. Berlin.
- Holtmeier, E.L (1999): Umsetzung der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRRL). *ZfW* 1999: 69.
- Hölting, B., Haertle, T., Hohberger, K.-H., Eckl, H.; Hahn, J. & Koldehoff, C. (1995): Konzept zur Bewertung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung der Staatlichen Geologischen Landesdienste. *Geologisches Jahrbuch*, Reihe C, Heft 63. Hannover.
- Hoisl, R., Nohl, W., Zekorn, S. & Zöllner, G. (1989): Verfahren zur landschaftsästhetischen Vorbilanz. Materialien zur Flurbereinigung des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 17. München.
- Hooijer, A., Klijn, F., Pedroli, B. & Van Os, A. (2004): Towards Sustainable Flood Risk Management in the Rhine and Meuse River Basins: Synopsis of the Findings of IRMA-SPONGE, *River Research and Applications* 20, 343-357.

- Horsch, H. & Messner, F. (1999): Sozioökonomischer Forschungsbedarf im Ergebnis des Workshops „Flusseinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie“. In: Horsch, H., Messner, F., Kabisch, S. & Rode, M. (Hg.); Flusseinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie: Konfliktbewertung und Lösungsansätze. UFZ-Bericht 30/99, Leipzig: 203-214.
- Hovestadt, T., Roeser, J. & Mühlenberg, M. (1993): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Ber. a. d. Ökologischen Forschung, 1, Jülich.
- Hutter, G. (2005): Strategies for flood risk management – A process perspective. In: Schanze J, Zeman, E, Marsalek, J (eds.); Flood risk management – Hazards, vulnerability, mitigation measures. Berlin u.a., Springer Verlag (in print).
- Hutter, G. & Schanze, J. (2004): Potenziale kooperativen Lernens für das Hochwasserisikomanagement – am Beispiel der Vorsorge gegenüber Sturzfluten im Flussgebiet der Weißeritz. In: Felgentreff, C. & Glade, Th. (Hg.); Naturgefahren / Naturrisiken – Von der Analyse natürlicher Prozesse zur gesellschaftlichen Praxis, Potsdamer Geographische Schriften, Potsdam. 63-87.
- Hübler, K.-H. (1988): Ein Plädoyer gegen „Opas Landschaftsplanung“. Garten und Landschaft, 2: 47 -49.
- Hübler, K.-H. (2003): Zielgerichtete, integrative Umweltplanung: nötig? In: Kühling, W. & Hildmann, C. (Hg.); Der integrative Umweltplan. Dortmund. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur: 5-20.
- Hübler, K.-H. & Weiland, U. (Hg.) (1996): Nachhaltige Entwicklung: eine Herausforderung für die Forschung? Berlin, VWF.
- Hülsbergen, K. J. & Diepenbrock, W. (1997): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. In: Diepenbrock, W., Kaltschmitt, M., Nieberg, H., Reinhardt, G. (Hg.); Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Osnabrück, Zeller: 159-184.
- Hütte, M. (2000): Ökologie und Wasserbau: Ökologische Grundlagen von Gewässerverbauung und Wasserkraftnutzung. Berlin, Parey.
- Hütter, L. A. (1992): Wasser und Wasseruntersuchung. Frankfurt a.M., Salle + Sauerländer.
- Hume, D. (1973): Ein Traktat über die menschliche Natur (Übers.: Lipps, T.; Hg.: Von Hunning, R.; Original 1740). 2 Bd., Hamburg.
- Hundsdorfer, M. (1989): Kostendatei für Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Materialien 5, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München, 2. Aufl.
- IHP/OHP – Deutsches IHP/OHP-Nationalkomitee (1998): International Glossary of Hydrology. IHP/OHP-Berichte, 12, Koblenz, 2nd edition.
- Imhoff, K. & Imhoff, K.R. (1979): Handbuch der Stadtentwässerung. München, Oldenbourg.
- IPCC – Intergovernmental Panel of Climate Change (2001): Special Reports. www.grida.no/climate/ipcc.
- Isringhausen, S., Duttmann, R. & Mosimann, T. (1999): Überprüfung räumlich differenzierter Prognosen erosionsbedingter Stofftransporte durch Feldbeobachtungen. Wasser & Boden 51/12: 25-32.

- Irmer, U. (1999): Bewertung der chemischen und ökologischen Qualität von Oberflächengewässern nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: Geller, W. (Hg.); Flusseinzugsgebietsmanagement – Herausforderung an die Forschung. UFZ-Bericht 31/1999: 42-46.
- Jaeger, J. & Scheringer, M. (1998): Transdisziplinarität: Problemorientierung ohne Methodenzwang. GAIA 7 (1): 10-25.
- Jaeger, J. & Scheringer, M. (1999): Wofür steht Transdisziplinarität? Kritische Anmerkungen zur „Managementperspektive“. GAIA 8, (1): 5- 7.
- Jalas, J. (1955): Hemerobie und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. Acta Soc. pro Fauna et Flora Fenn. 72, 11: 1-15.
- Jänicke, M. (1996): Erfolgsbedingungen von Umweltpolitik. In: Jänicke, M. (Hg.); Umweltpolitik der Industrieländer; Entwicklung – Bilanz – Erfolgsbedingungen. Berlin: 9-28.
- Jänicke, M. & Jörgens, H. (Hg.) (2000): Umweltplanung im internationalen Vergleich – Strategien der Nachhaltigkeit, Berlin.
- Japp, H.P. & Krohn, W. (1997): Soziale Systeme und Ökosysteme. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hg.); Handbuch der Umweltwissenschaften, Grundlagen und Anwendung der Ökosystemforschung. Landsberg, Ecomed: II-3.5.
- Jessel, B. (1994a): Leitbilder – Umweltqualitätsziele – Umweltqualitätsstandards. In: ANL – Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hg.); Leitbilder – Umweltqualitätsziele – Umweltqualitätsstandards. Laufener Seminarbeitr. 4/94: 5-10.
- Jessel, B. (1994b): Methodische Einbindung von Leitbildern und naturschutzfachlichen Zielvorstellungen im Rahmen planerischer Beurteilungen. In: ANL – Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hg.); Leitbilder – Umweltqualitätsziele – Umweltqualitätsstandards. Laufener Seminarbeitr. 4/94: 53-64.
- Jessel, B. (1998): Landschaften als Gegenstand von Planung; theoretische Grundlagen ökologisch orientierten Planens. Berlin, E. Schmidt.
- Jessel, B. & Reck, H. (1999): Umweltplanung. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hg.); Handbuch der Umweltwissenschaften, Grundlagen und Anwendung der Ökosystemforschung. Landsberg, Ecomed: VI-3.6.
- Jessel, B. & Tobias, K. (2002): Ökologisch orientierte Planung. Stuttgart, Ulmer.
- Job, H. (1999): Der Wandel der historischen Kulturlandschaft und sein Stellenwert in der Raumordnung. Forschungen zur Deutschen Landeskunde 248. Flensburg.
- Johnston, C. (1998): Geographic information systems in ecology. Oxford.
- Jonas, H. (1984): Das Prinzip Verantwortung. Versuch einer Ethik für die technologische Zivilisation. Frankfurt, Suhrkamp.
- Jørgensen, S.E. (1997): Thermodynamik offener Systeme. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hg.); Handbuch der Umweltwissenschaften, Grundlagen und Anwendung der Ökosystemforschung. Landsberg, Ecomed: III-1.6.
- Jørgensen, S.E. & Müller, F. (2000): Ecosystems as complex systems. Jørgensen, S.E. & Müller, F. (Eds.); Handbook of ecosystem theories and management. Boca Raton, Florida, CRC Press LLC: 5-20.
- Jüdes, U. (1997): Nachhaltige Sprachverwirrung. Politische Ökologie, 52: 26-29.
- Kahlenborn, W. & Kraemer, R.A. (1999): Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland. Berlin u.a., Springer.

- Kagerer, J. & Auerswald, K. (1997): Erosionsplanungskarten im Maßstab 1 : 5.000 für Flurbereinigungsverfahren und landwirtschaftliche Beratung. Schriftenreihe Bayer. Landesanstalt f. Bodenkultur u. Pflanzenbau, 2/97.
- Kanning, H. (2000): Umweltbilanzen; Instrumente einer zukunftsfähigen Regionalplanung? UVP spezial, 17. Dortmund, Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur.
- Kahn, H. & Wiener, A.J. (1971): Ihr werdet es erleben. Voraussagen der Wissenschaft bis zum Jahr 2000. Reinbek.
- Karabin, A. (1985): Pelagic zooplankton (Rotaria + Crustacea) variation in the process of lake eutrophication; I. Structural and quantitative features. *Ekologia Polska* 33, 4: 567-616.
- Kauppi, K. (1997): Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilization to watercourses. Publication of the Water Research Institution, National Board of Waters, Finland, 30: 21-41.
- Keller, M., Hilden, M. & Joost, M. (1997): Vergleich von Schätzmethoden für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Messprogramms 1995. BfG-Bericht 1078, Koblenz.
- Kerner, H.F. (1995): Das ökologisch-ökonomische Bilanz-Modell; Baustein eines Instrumentes zur integrierten Analyse, Bewertung und Entwicklung des Mensch-Umwelt-Systems. Freising, Freunde der Landschaftsökologie Weihenstephan.
- Kerner, H.F., Spandau, J.G. & Köppel, J.G. (1991): Methoden zur Angewandten Ökosystemforschung. MAB-Mitteilungen 35.1. Freising-Weihenstephan.
- Kiemstedt, H., Riedl, U. & Wirz, S. (1982): Gutachten zur Umweltverträglichkeit der Bundesautobahn A4-Rothaargebirge. Beiträge zur räumlichen Planung, 1. Hannover.
- Kirchesch, V. & Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSIM – Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Phytoplanktodynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserwirtschaft* 43, 6: 302-309.
- Klapper, H. (1992): Eutrophierung im Gewässerschutz. Stuttgart, Jena, G. Fischer.
- Klatt, S. (1973): Simulationsverfahren als Instrument der empirischen Regionalforschung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hg.); Methoden der empirischen Regionalforschung (Teil 1). Forschungs- und Sitzungsberichte 87, Hannover.
- Klauer, B. (1999): Defining and achieving sustainable development. *Int. J. Sustain. Dev. World. Ecol.*, 6: 114-121.
- Klauer, B., Messner, F. & Herzog, F. (1999): Szenarien für Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum. In: Horsch, H. & Ring, I. (Hg.); Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung; Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet. UFZ-Bericht 16/1999: 77-88.
- Kleeberg, H.-B. (1999): Zum Problem der Regionalisierung in der Hydrologie. Kleeberg, H.B., Mauser, W., Peschke, G. & Streit, U. (Hg.); Hydrologie und Regionalisierung. Ergebnisse eines DFG-Schwerpunktprogramms (1992-1998). Forschungsbericht, Weilheim, Wiley.
- Klemmer, P., Wink, R., Benzler, G. & Halstrick-Schwenk, M. (1996): Mehr Nachhaltigkeit durch Marktwirtschaft; Ein ordnungspolitischer Ansatz. In: Gerken, L. (Hg.); Ordnungspolitische Grundfragen einer Politik der Nachhaltigkeit. Baden-Baden: 289-340.

- Klein, G. & Wassmann, H. (1986): Phosphoreinträge in den Tegeler See aus Niederschlag und Regenkanalisation und deren Einfluss auf die Sanierung. Wasser-Boden-Luft-Hefte, 2. Berlin.
- Kloepfer, M., Reh binder, E., Schmidt-Assmann, E. & Kunig, P. (1991): Umweltgesetzbuch – Allgemeiner Teil. UBA-Texte, 10/92. Berlin, Werbung+Vertrieb.
- Kloepfer, M. (1998): Umweltrecht. München, C.H. Beck, 2. Aufl.
- Klöcking, B., Pfützner, B., Sommer, Th. & Schmidt, C. (2002): Kopplung des Einzugsgebietsmodells ArcEGMO mit einem Grundwassermodell für die Simulation des Wasserhaushaltes der oberen Unstrut. In: Wittenberg, H. & Schöniger, M. (Hg.); Wechselwirkungen zwischen Grundwasserleitern und Oberflächengewässern. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 1: 77-82.
- Kloke, A. (1987): Umweltstandards – Material für die Raumordnung und Landesplanung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hg.); Wechselseitige Beeinflussung von Umweltvorsorge und Raumordnung. Hannover: 133-178.
- Kluge, T. (1997): Regionale Nachhaltigkeit als sozial-ökologische Perspektive: Das Beispiel Wasser. In: Brand, K.-W. (Hg.), Nachhaltige Entwicklung. Eine Herausforderung an die Soziologie. Soziologie und Ökologie, 1. Opladen, Leske und Budrich: 149-168.
- Knauer, P. & Surburg, U. (1990): Umweltqualitätszielkonzepte als Instrument der Umweltpolitik. UVP-report 3/90: 50-55.
- Knopp, L. (1997): Kommentar zum Wasserhaushaltsgesetz (WHG). In: Sieder, F., Zeitler, H., Dahme, H. & Knopp, G.-M.; Wasserhaushaltsgesetz Fürst, D. (2000): Abwasserabgabegesetz. München, C.H. Beck.
- Köck, W. (1997): Umweltqualitätsziele und Umweltrecht; Die neue Umweltzieldebatte und ihre Bedeutung für das regulative Umweltrecht. Zeitschrift für Umweltrecht 2/97: 79-87.
- Kohmann, F. (1995): Leitbilder für die Erstellung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte kleiner Fließgewässer. In: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hg.); Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes aus der Sicht der aquatischen Ökologie. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 48. München, Wien, Oldenbourg: 564-568.
- Kohmann, F. (1997): Das Leitbild – eine Begriffsbestimmung. Zbl. Geol. Paläont. Teil I, 97 (9/10): 827-832.
- Koita, H. (1999): Kooperative Indikatorenentwicklung als Instrument einer nachhaltigen Raumentwicklung. In: Birkmann, J., Koitka, H., Kreibich, V. & Liengkamp, R. (Hg.); Indikatoren für eine nachhaltige Raumentwicklung; Methoden und Konzepte der Indikatorenforschung. Dortmunder Beiträge zur Raumplanung, 96: 80-99.
- Konold, W. (Hg.) (1996): Naturlandschaft – Kulturlandschaft; Die Veränderung der Landschaft nach der Nutzbarmachung durch den Menschen. Landsberg (Lech), Ecomed.
- Koppe, P. & Stozek, A. (1986): Zur Chemie und Biochemie der Stickstoff- und Phosphorverbindungen einschl. ihrer trophischen Wirkungen. Schriftenreihe d. FB Siedlungswasserwirtschaft d. Universität-Gesamthochschule Kassel, 1. Kassel.
- Kowarik, I. (1999): Natürlichkeitsgrad, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterium. In: Konold, W., Böcker, R. & Hampicke, U. (Hg.); Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg (Lech), Ecomed: V-2.1.

- Krause, C.L. (1980): Methodische Ansätze zur Wirkungsanalyse im Rahmen der Landschaftsplanung. In: Krause, C.L. & Henke, H.; Wirkungsanalysen im Rahmen der Landschaftsplanung. Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz, 20. Bonn: 7-206.
- Krebs, P. (2000): Immissionskonzept in der Siedlungsentwässerung vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Hahn, H.H. & Kraus, J (Hg.); Projektmanagement, Maschinentechnik und gesetzliche Vorgaben. Schriftenreihe des ISWW Universität Karlsruhe, 103. Karlsruhe: 17-36.
- Krönert, R., Steinhardt, U. & Volk, M. (Eds.) (2001): Landscape balance and landscape assessment. Berlin u.a., Springer.
- Krohn, W. & Krücken, G. (Hg.) (1993): Riskante Technologien: Reflexion und Regulation: Einführung in die sozialwissenschaftliche Risikoforschung. Frankfurt a. M., Suhrkamp.
- Krumbiegel, G. & Schwab, M. (1974): Saalestadt Halle und Umgebung – Ein geologischer Führer. Halle.
- Krümmling, O. (1936): Die Fischereichronik aus dem Amte Seeburg. Mein Mansfelder Land. Eisleben (Reprint): 1-32.
- Kruse, L. (2000): Umwelten – die wissenschaftliche Legitimierung des Plurals. GAIA 9 (2): 81-82.
- Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D.-I. & Becker, A. (1998): Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. Ecological Modelling, 106: 261-289.
- Krysanova, V., Williams, J., Buerger, G. & Oesterle, H. (2002): Linkage between hydrological processes and sediment transport at the river basin scale – a modelling study. In: Summer, W. & Walling, D.E. (Eds.); Modelling erosion, sediment transport and sediment yield. International Hydrological Programme, IHP-VI, Technical Documents in Hydrology, 60. Paris, UNESCO: 147-174.
- Kühling, W. (1997): Anforderungen an die Operationalisierung von Zielen für die Luftqualität an Straßen. In: Barth, S. & Klöck, W. (Hg.); Qualitätsorientierung im Umweltrecht; Umweltqualitätsziele für einen nachhaltigen Umweltschutz. Berlin, Rhombos: 149-174.
- Kühling, W. & Riess, H. (1997): Anmerkungen zum Verfahrensvorschlag des SRU zur Festlegung von Umweltstandards. UVP-report 3/97: 163-165.
- Küster, H. (1996): Geschichte der Landschaft Mitteleuropas. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. München, C.H Beck.
- Lacombe, J. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern: Ein Kompromiss zwischen wissenschaftlichem Anspruch und praktischer Durchführbarkeit. In: Friedrich, G. & Lacombe, J. (Hg.); Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell, 3. Stuttgart u.a., Gustav Fischer: 393-416.
- Lammel, J. (1990): Nährstoffausträge durch Vorflut und Dräne. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A, Angewandte Wissenschaft, H. 386. Bonn.
- Lange, G. & Lecher, K. (Hg.) (1993): Gewässerregelung, Gewässerpflege. Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern. Hamburg, P. Parey.
- Langer, H. (1996): Erfassung und Bewertung von Natur und Landschaft; Methodische Ansätze und Beispiele. Buchwald, K. & Engelhardt, W.; Umweltschutz – Grundlagen und Praxis, 2: Bewertung und Planung im Umweltschutz. Bonn, Economica.

- Laux, H. (1997): Entscheidungstheorie. Berlin u.a., Springer, 4. Aufl.
- Leibundgut, C. & Hildebrand, A. (1999): Natürlicher Abfluss und Abflussdynamik. In: Geller, W. (Hg.); Flusseinzugsgebietsmanagement – Herausforderung an die Forschung. UFZ-Bericht 31/1999: 51-55.
- Lehmann, R., Kifinger, B., Bohl, E. & Bauer, J. (1995): Entwicklung und Probleme eines ökologischen Bewertungsindex für Bäche und ihre Einzugsgebiete. In: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung München (Hg.); Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes aus Sicht der aquatischen Ökologie. München, Wien, Oldenbourg: 231-263.
- Lehnes, P. & Härtling, J.W. (1997): Der logische Aufbau von Umweltqualitätszielsystemen; Zielkategorien und Transparenz von Abwägung am Beispiel der „nachhaltigen Entwicklung“. In: Huch, M. (Hg.); Umweltqualitätsziele – Schritte zur Umsetzung, Berlin u.a., Springer.
- Lenz, R. (1999): Regionale Ökobilanzen als Informationsinstrument. In: Bergmann, A., Einig, K., Hutter, G., Müller, G. & Siedentop, St. (Hg.); Siedlungspolitik auf neuen Wegen; Steuerungsinstrumente für eine ressourcenschonende Flächennutzung. Berlin, edition sigma: 197-208.
- Lenz, R. & Beuttler, A. (Hg.) (2004): Kommunale Umweltbilanz Mulfingen. Kulturlandschaft Band 3, München, Oekom Verlag.
- Leser, H. (1997): Landschaftsökologie. Stuttgart, UTB, 4. Aufl.
- Lorenz, C.M. (1999): Indicators for sustainable river management. Amsterdam, Febo-druk.
- Lorenz, K. (1977): Die Rückseite des Spiegels; Versuch einer Naturgeschichte menschlicher Erkenntnis. München, Piper.
- Luhmann, N. (1990): Ökologische Kommunikation; Kann sich die moderne Gesellschaft auf ökologische Gefährdungen einstellen? Opladen, Westdeutscher Verlag.
- Luhmann, N. (1992): Die Wissenschaft der Gesellschaft. Frankfurt a. M., Suhrkamp.
- Lutze, G. (2000): GIS-gestützte Landschaftsanalyse und -bewertung; Grundlagen für verstärkte Integration von Naturschutzzielen in die Agrarlandschaftsnutzung. In: Gnauck, A. (Hg.); Umweltforschung und Umweltinformatik. BTUC-AR, 7/00 (4.1): 49-60.
- Maas, D. (1999): Umweltmonitoring – Biomonitoring; Begriffsdefinitionen. In: Blaschke, T. (Hg.); Umweltmonitoring und Umweltmodellierung; GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Heidelberg: 47-53.
- Malkina-Pykh, I.G., Pykh, Y.A. & Lenz, R. (1999): Environmental Indices: Theoretical background and system analysis approach. In: Farina, A. (Ed.); Perspectives in Ecology. A Glance from the VII International Congress of Ecology. Leiden, Backhuys.
- Maniak, U. (1997): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Berlin, Springer, 4. überarb. u. erweit. Aufl.
- Mannsfeld, K. (1976): Intensitätsstufen der geochorologischen Erkundung. In: Neef, E.; Naturhaushalt und Gebietscharakter. Jahresber. 1973/74 d. Sächs. Akad. d. Wiss. z. Leipzig. Berlin: 81-84.

- Mannsfeld, K., Grunewald, K., Gebel, M., Haubold, F., Kaulfuss, W., Kramer, M., Maerker, L. & Müller, K. (1998): Erfassung und Quantifizierung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer des Einzugsgebietes der Großen Röder unter besonderer Berücksichtigung der land- und forstwirtschaftlichen Flächennutzung sowie Ableitung von Maßnahmen zur Belastungsreduzierung. Abschlussbericht zum FuE-Projekt i.A. des Sächs. Ministeriums f. Umwelt u. Raumentwicklung und des Sächs. Landesamtes f. Umwelt und Geologie, Dresden.
- Marks, R., Müller, M.J., Leser, H. & Klink, H.-J. (Hg.) (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 229. Trier, Selbstverlag.
- Marschall, O., Schmidt, B. & Lohmeier, H. (1980): Vor Jahrtausenden im Mansfelder Land. Eisleben.
- Mathes, J., plambeck, G. & Schaumburg, J. (2005): Die Typisierung der Seen in Deutschland zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Feld, C.K., Rödiger, S., Sommerhäuser, M. & Friedrich, G.; Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern; Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Limnologie aktuell, 11. Stuttgart, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung: 28-36.
- Mauch, E. (1990): Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. In: Friedrich, G. & Lacombe, J. (Hg.); Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell, 3. Stuttgart, New York, Springer: 205-218.
- Mayntz, R. (1990): Entscheidungsprozesse bei der Entwicklung von Umweltstandards. Die Verwaltung, 23 (2): 137-151.
- Mayntz, R. & Scharpf, F.W. (1995): Gesellschaftliche Selbstregelung und politische Steuerung. Frankfurt, New York, Campus.
- Mccuen, R.H. & Snyder, W.M. (1986): Hydrologic modelling; statistical methods and applications. Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice-Hall.
- McHarg, I.L. (1969): Design with Nature. Garden City, New York, Doubleday Press.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L. & Randers, J. (1992): Beyond the Limits. White River Junction VT, Chelsea Green Publishing Company.
- Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. Wasser – Abwasser – Abfall, 7, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität-Gesamthochschule Kassel, Kassel.
- Meissner, R., Klapper, H. & Seeger, J. (1992): Wirkungen einer erhöhten Phosphatdüngung auf Boden und Gewässer. Wasser + Boden, 44 (4): 217-220.
- Meran, G. (2001): Umweltökonomische Bewertungsansätze für eine nachhaltige Wasserbewirtschaftung. In: Weigert, B., Steinberg, C. & Brüggemann, R. (Hg.); Nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft, Konzepte, Planung und Entscheidungsfindung. Schriftenreihe des Interdisziplinären Forschungsverbundes Wasserforschung Berlin, 7. Berlin, Verlag: 271-288.
- Merten, M. & Reusch, H. (1992): Anmerkungen zur DIN „Saprobienindex“ (38410, Teil 2) und Forderung alternativer Verfahren. Natur und Landschaft, 67 (11): 544-547.
- Messerli, B. & Messerli, P. (1978): Wirtschaftliche Entwicklung und ökologische Belastbarkeit in Berggebieten. MAB-Information 1, Geographica Helvetica, 4: 203-210.

- Messner, F. (2004): Scenario Analysis in the Elbe River Basin as Part of Integrated Assessment. In: Erickson, J., Messner, F. & Ring, I. (Hg.); Sustainable Watershed Management in Theory and Practice. Elsevier Science (Im Erscheinen).
- Messner, F., Horsch, H., Drechsler, M., Geyley, S., Herzog, F., Klauer, B. & Kindler, A. (1999): Anwendungsperspektiven eines integrierten Bewertungsverfahrens im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Horsch, H., Messner, F., Kabisch, S. Rode, M. (Hg.); Flusseinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie: Konfliktbewertung und Lösungsansätze. UFZ-Bericht, 30. Leipzig: 65-74.
- Meyer, J.L. (1979): The role of sediments and bryophytes in phosphorus dynamics in a headwater stream ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 365-375.
- Meynen, E. & Schmidhüsen, J. (1953-)1962: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bad Godesberg.
- Mintzberg, H. (1995): Die Strategische Planung; Aufstieg, Niedergang und Neubestimmung. München u.a., Hanser.
- Mittelstrass, J. (Hg.) (1984): Enzyklopädie Philosophie und Wissenschaftstheorie, 2. Mannheim u.a., Bibliographisches Institut.
- Mittelstrass, J. (Hg.) (1995): Enzyklopädie Philosophie und Wissenschaftstheorie, 3. Stuttgart und Weimar, Bibliographisches Institut.
- Model, N., Wittmüss, A., Gnauck, A. (1995): Berechnung von Sanierungsstrategien für Fließgewässer. In: Gnauck, A., Frischmuth, A. & Kraft, A. (Hg.); Modellierung und Simulation. TUC-UW Aktuelle Reihe, 6. Cottbus: 75-90.
- Moore, G.E. (1984): *Principia Ethica*. Cambridge (US), Cambridge University Press.
- Moog, O. & Chovanec, A. (1998): Die „ökologische Funktionsfähigkeit“ – ein Ansatz der integrierten Gewässerbewertung in Österreich. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hg.); Integrierte ökologische Gewässerbewirtschaftung; Inhalte und Möglichkeiten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51. München, Wien, Oldenbourg: 57-118.
- Morris, D.P. & Lewis, W.M. (1988): Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. *Freshw. Biology* 20: 315-327.
- Moss, T. (2003): Das Flussgebiet als Handlungsraum. Institutionswandel durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie aus raumwissenschaftlicher Perspektive. *Stadt- und Regionalwissenschaften*, 3, Erkner, Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung.
- Moster, E. (1999): Perspectives on River Basin Management. *Phys. Chem. Earth (B)* 24 (6): 563-569.
- Mühlhölzl, W. (1998): Einführung in die integrierte ökologische Gewässerbewertung. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hg.); Integrierte ökologische Gewässerbewirtschaftung; Inhalte und Möglichkeiten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51. München, Wien, Oldenbourg: 9-12.
- Müller, F. (1999): Ökosystemare Modellvorstellungen und Ökosystemmodelle in der Angewandten Landschaftsökologie. In: Schneider-Sliwa, R., Schaub, D & Gerold, G. (Hg.); Angewandte Landschaftsökologie; Grundlagen und Methoden. Berlin u.a., Springer: 25-46.
- Müller, B. (1999a): Krise der Raumplanung – Chance für neue Steuerungsansätze? In: Bergmann, A., Einig, K., Hutter, G., Müller, G. & Siedentop, St. (Hg.); Siedlungspolitik auf neuen Wegen; Steuerungsinstrumente für eine ressourcenschonende Flächennutzung. Berlin, editon sigma: 65-80.

- Müller, B. (1999b): Kooperative Entwicklungsansätze in Ostdeutschland: Von der Raumordnung zur Regionalentwicklung. Informationen zur Raumordnung, 9/10: 597-608.
- Müller, H. (1953): Zur spät- und nacheiszeitlichen Vegetationsgeschichte des mitteldeutschen Trockengebiets. Nova Acta Leopoldina, N.F., 16.
- Müller, S. (1997): Macht „Ökologische Regulation“ planungstheoretisch Sinn? In: Harnisch, J. (Hg.); Beiträge zu einer Theorie der räumlich-ökologischen Planung. Berlin, VWF: 39-74.
- Müller, St. (1996): Das Gewässergütemodell der ATV. In: Dohmann, M. (Hg.); Neue und angepasste Techniken unter ökonomischen Zwängen. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, 156. Aachen: 8/1-8/13.
- Müller-Wenk, R. (1978): Die ökologische Buchhaltung; Ein Informations- und Steuerungsinstrument für umweltkonforme Unternehmenspolitik. Frankfurt a. M., Campus.
- Munda, G. (1994): Fuzzy Information in Multicriteria Environmental Evaluation Models. JRC-Report EUR 15602 EN. Brussels, ECSC-EEC-EAEC.
- Nachtnebel, H.P. (1988): Wasserwirtschaftliche Planung bei Mehrfachzielsetzung. Wiener Mitteilungen, 78. Wien.
- Neef, E. (1963): Topologische und chorologische Arbeitsweisen in der Landschaftsforschung. Petermanns Geographische Mitt., 107 (4): 249-259.
- Neef, E. (1979): Analyse und Prognose von Nebenwirkungen der gesellschaftlichen Tätigkeiten im Naturraum. Abh. d. Sächs. Akad. d. Wiss. zu Leipzig, Math.-nat. Kl., 50 (1), Berlin.
- Neuss, E. (1995): Besiedlungsgeschichte des Saalkreises und des Mansfelder Landes – Von der Völkerwanderungszeit bis zum Ende des 18. Jahrhunderts. Weimar.
- Neuss, E. & Zühlke, D. (Hg.) (1982): Mansfelder Land. Mansfelder Land, 38. Berlin.
- Niehoff, N. (1996): Ökologische Bewertung von Fließgewässerlandschaften; Grundlagen für Renaturierung und Sanierung. Berlin.
- Nolte, C. & Werner, W. (1991): Stickstoff und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeeinzugsgebiets im Bereich der ehemaligen DDR. Schriftenreihe Agrarspektrum, 19. Frankfurt, Verlagsunion Agrar.
- Nowotny, V. & Chester, G. (1981): Handbook of non-point source pollution: Sources and management, New York, Van Nostrand Reinhold C.
- Nowotny, H., Obrist, H.-U. & Smrekar, O. (2000): Unsaubere Schnittstellen; Ein Gespräch über Transdisziplinarität, Zeit und Komplexität. GAIA 9, (2): 93-100.
- Nusch, E.A., Friedrich, G., Davis, J. (1991): Eutrophierung gestauter und freifließender Gewässer. In: Hamm, A. (Hg.); Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Sankt Augustin, Academia: 337-563.
- OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (1991): Environmental Indicators; A Preliminary Set. Paris.
- Odum, E. P. (1980): Grundlagen der Ökologie. 2 Bände. Stuttgart, New York, Thieme.
- Oldiges, M. (1999): Paradigmenwechsel in der Gewässerbewirtschaftung. In: Geller, W. (Hg.); Flusseinzugsgebietsmanagement – Herausforderung an die Forschung. UFZ-Bericht, 31. Leipzig: 187-195.
- Oppermann, B., Luz, F. & Kaule, G. (1997): Der „Runde Tisch“ als Mittel zur Umsetzung der Landschaftsplanung. Angewandte Landschaftsökologie, 11. Bonn.

- Opschoor, J. B. (1992): Economy, environment and sustainable development. Groningen, Wolters Noordhoff.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K. & Belitz K. (1994): Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth science. *Science*, 263: 641-646.
- Page, B. & Hilty, L.M. (Hg.) (1995): *Umweltinformatik; Informatikmethoden für Umweltschutz und Umweltforschung*. München, Wien, Oldenbourg, 2. Aufl.
- Patt, H., Jürging, P. & Kraus, W. (1998): *Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern*. Berlin, Springer.
- Patzel, N. F. (1999): Träume angehender Naturumweltwissenschaftler. *GAIA* 8, (3): 203-209.
- Patzig, G. (1986): Ethik und Gesellschaft. In: Maier-Leibnitz (Hg.); *Zeugen des Wissens*. Mainz: 977-997.
- Pearce, D.W. & Turner, E. K. (1990): *Economics of natural resources and environment*. London, Harvester Wheatsheaf.
- Pearce, D.W., Atkinson, G.D., Dubourg, W.R. (1994): The Economics of Sustainable Development. *Annual Review of Energy and Environment*, 19: 457-474.
- Pecher, R. (1991): Jährliche Überlaufdaten von Regenentlastungsbauwerken. In: Meißner, E. (Hg.); *Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen*. Wasser – Abwasser – Abfall, 7, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität - Gesamthochschule Kassel, Kassel: 47-68.
- Peters, H.-J. (1994a): Bewertung und Berücksichtigung der Umweltauswirkungen bei UVP-pflichtigen BImSchG-Anlagen. *Umwelt- und Planungsrecht*, 3: 93-95.
- Peters, W. (1999): Theorie der Modellierung. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hg.); *Handbuch der Umweltwissenschaften, Grundlagen und Anwendung der Ökosystemforschung*. Landsberg (Lech), Ecomed: V-2.8.
- Peukert, V. & Panning, C. (1975): Einfluss anorganischer Luftverunreinigungen auf die Wasserbeschaffenheit von Talsperren. *Acta hydrochem. - hydrobiol.*, 3 (5/6): 545-552.
- Pietsch, J. & Kröger, G. (1998): Environmental accounting on a communal level. In: Breuste, J., Feldmann, H. & Uhlmann, O. (Hg.); *Urban Ecology*. Berlin, Heidelberg, Springer: 33-37.
- Pinter, I. (1998): Integrierte ökologische Bewertung – Ansätze und Konzepte der LAWA. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hg.); *Integrierte ökologische Gewässerbewirtschaftung; Inhalte und Möglichkeiten*. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51. München, Wien, Oldenbourg: 146-157.
- Pinz, K., Kormatzki, J. & Schneider, J. (1998): Bedeutung und Aussagekraft von Stoffkonzentrationen und Frachten für die Gewässergüte in Fließgewässern. *Wasser & Boden*, 50 (8): 6-10.
- Pflügner, W. (1989): Nutzwertanalytische Ansätze zur Planungsunterstützung und Projektbewertung. DVWK-Mitteilung, 19. Bonn.
- Pfündl, D. & Geisenhofer, P. (1997): Wasserwirtschaft im gesellschaftlichen Spannungsfeld. *Wasser + Boden*, 49 (4): 13-19.
- Pfützner, B., Schanze, J. & Pagenkopf, W.G. (2001): Standortsuche, Bemessung und Wirkungsabschätzung von dezentralen Stoffrückhalteräumen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen. *Hydrologie und Wasserwirtschaft*, 44 (1): 8-14.

- Plachter, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. *Z. f. Ökologie und Naturschutz*, 3: 87-106.
- Plate, E. (1994): Ökohydrologie – ein neues Aufgabengebiet für Hydrologen?. In: Grünewald, U. (Hg.); *Wasserwirtschaft und Ökologie. Umweltwissenschaften*, 2. Taunusstein, Blottner.
- Plate, E.J. (1999): Flood risk management: a strategy to cope with floods. In: Bronstert, A.; Ghazi, A.; Hladny, J.; Kundzewicz, Z. W. & Menzel, L. (Eds); *Proceedings of the European Meeting on the Oder Flood 1997, Ribamod concerted action, European Communities, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg*: 115-128.
- Popper, K.R. (1995): *Alles Leben ist Problemlösen; über Erkenntnisse, Geschichte und Politik*. München, Zürich, Piper.
- Poschmann, C., Riebenstahl, C. & Schmidt-Kallert, E. (1998): *Umweltplanung und -bewertung*. Gotha, Perthes.
- Presscott-Allen, R. (1995): *Barometer of sustainability: A method of assessing progress toward sustainable society. Contribution to the IUCN/DRC Project on Monitoring and Assessment Progress Toward Sustainability*. British Columbia (Canada), Verlag, 2nd ed.
- Pretzschel, M., Böhme, G., Altermann, M. & Dörter, K. (1984): Möglichkeiten zur Verbesserung der technologischen Eignung der Lössstandorte des Kreises Querfurt. *Wiss. Z. Uni. Halle XXXIII 84 M 1*: 69-78.
- Pusch, M. & Garcia, X.-F. (2002): Handlungsoptionen zur Verbesserung des ökologischen Zustands der Elbe. In: Geller, W., Puncocchar, P., Guhr, H., Tümpling, W., v., Medek, J., Smrtak, J., Feldmann, H. & Uhlmann, O. (Hg.); *Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements*. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Stuttgart u.a., Teubner: 115-116.
- Pykh, Y. A., Hyatt, D. E. & Lenz, R.J.M (Ed.) (1999): *Environment Indices; System analysis approach*. Oxford, EOLSS.
- Rehbinder, E. (1997): Festlegung von Umweltzielen – Begründung, Begrenzung, instrumentelle Umsetzung. *Natur und Recht*, 7: 313-328.
- Rehbinder, E. (1999): Ein Modell für die Setzung von Umweltstandards. In: Czajka, D., Handsmann, K. & Rebentisch, M. (Hg.); *Immissionsschutzrecht in der Bewährung – 25 Jahre Bundesimmissionsschutzgesetz*. Heidelberg, C.F. Müller: 141-158.
- Reiche, E.-W. (1996): WASMOD – Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen; Darstellung des aktuellen Entwicklungsstandes. In: Breckling, B. & Asshoff, M. (Hg.); *Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung. Ecosys*, 4: 241-254.
- Reiche, E.W., Meyer, M. & Dibbern, I. (1999): Verfahren und Problem zur Parametrisierung am Beispiel der Bodenerosionmodellierung. In: Blaschke, T. (Hg.); *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung; GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*. Heidelberg, Wichmann: 131-141.
- Reiff, H. (1991): Schmutzstöße infolge Sielhautabtrag. In: Wolf, P. (Hg.); *Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischkanalisation. Wasser-Abwasser-Abfall, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität-Gesamthochschule Kassel, Kassel*.

- Reimers, H.C. (2005): Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. In: Feld, C.K., Rödiger, S., Sommerhäuser, M. & Friedrich, G. (Hg.); Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern; Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Limnologie aktuell*, 11. Stuttgart, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung: 37-45.
- Rekolainen, S. (1989): Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica*, 19: 95-107.
- Rennings, K. (1994): Indikatoren für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. *Materialien z. Umweltforschung*, 24. Stuttgart.
- Rheinhardt, M. (1999): Bewirtschaftungspläne im Wasserrecht. *ZfW*: 300-310.
- Richter, H., Haase, G., Lieberoth, I. & Ruske, R. (1970): Periglazial-Löss – Paläolithikum im Jungpleistozän der DDR. (Ergänzungsheft Nr. 274 zu Petermanns Geographischen Mitteilungen), Gotha/Leipzig: 269-279.
- Ripl, W. (1992): Management of Water Cycle: An Approach to Urban Ecology. *Water Poll. Res. J. Canada*, 27 (2): 221-227.
- Rode, M. (1999): Anforderungen an ein integriertes Flusseinzugsgebietsmanagement. In: Horsch, H., Messner, F., Kabisch, S. & Rode, M. (Hg.); Flusseinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie. *UFZ-Ergebnisbericht*, 30. Leipzig: 49-52.
- Rode, M., Grunwald, S. & Frede, H.-G. (1995): Methodik zur GIS-gestützten Berechnung von Nährstoffeinträgen in Fließgewässer durch Oberflächenabfluss mit dem Modell AGNPS. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*, 36: 63-68.
- Rohdenburg, H. (1989): Methoden zur Analyse von Agrar-Ökosystemen in Mitteleuropa unter Betonung geoökologischer Aspekte. *Catena*, 16: 1-57.
- Rossner, F. (1932): Von der Tierwelt des Mansfelder Seengebiets – Teil II Fische. *Mein Mansfelder Land. Eisleben* (Reprint): 101 – 104.
- Runden, P., Schemel, H.-J., Logemann, M., Puster, H., Maurer, M., Müssig, B., Hoppenstedt, A. & Herold, H. (1997): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung; Pilotvorhaben Osnabrück (Hauptphase). *UBA-Texte 9/97*. Berlin, Werbung+Vertrieb.
- Saaty, T.L. (1980): *The Analytic Hierarchy Process*. New York, McGraw-Hill.
- Sandhövel, A. (1997): Die Zieldiskussion in der Umweltpolitik – politische und rechtliche Aspekte. In: Barth, S. & Klöck, W. (Hg.); *Qualitätsorientierung im Umweltrecht; Umweltqualitätsziele für einen nachhaltigen Umweltschutz*. Berlin, Rhombos: 23-44.
- Schanze, J. (1995): Methodenbausteine für Angewandte Ökosystemanalyse in Landschaften des Braunkohlentagebaus. In: Gnauck, A., Frischmuth, A., Kraft, A. (Hg.), *Ökosysteme; Modellierung und Simulation*. Taunusstein, Blottner: 75-92.
- Schanze, J. (1998): Erkenntnisse aus angewandter Ökosystemforschung und ökologischer Planung für die Entwicklung von Bergbaufolgelandschaften. In: Frühauf, M., & Hardenbicker, U. (Hg.); *Geowissenschaftliche Umweltforschung im Mitteldeutschen Raum. UZU-Schriftenreihe, N.F., 2. Halle*: 45-54.
- Schanze, J. (2000): Wasserwirtschaftliche Umweltbilanz als Ansatz einer gesamträumlichen und integrativen Bewirtschaftung von Einzugsgebieten – dargestellt am Beispiel des Bewirtschaftungsplans Salza. In: Gnauck, A. (Hg.); *Umweltforschung und Umweltinformatik. BTUC AR, 7/00 (4.1). Cottbus*: 64-71.

- Schanze, J. & Kussmann, St. (2000): Bewirtschaftungsplan Salza – Ansätze eines integrativen, umsetzungsorientierten und partizipatorischen Flussgebietsmanagements. *Wasser und Abfall*, 9: 14-20.
- Schanze, J. (2002a): Gewässereinzugsgebietsmanagement an der Schnittstelle zwischen umweltwissenschaftlicher Forschung und gesellschaftlichen Entscheidungen. *Forum Geoökologie*, 2: 25-27.
- Schanze, J. (2002b): Sustainable development of European landscapes as a multidimensional environmental and societal issue. In: Helming, K. & Wiggering, H. (Eds.); *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes*. Berlin, Springer: 19-38.
- Schanze, J. (2002c): Nach der Elbeflut – Die gesellschaftliche Risikovorsorge bedarf einer transdisziplinären Hochwasserforschung. *GAIA*, 11(4): 247-254.
- Schanze, J. (2005a): Perspektiven für ein flussgebietsbezogenes Hochwasserrisiko-management. In: Köck, W. (Hg.); *Leipziger Schriften zum Umwelt- und Planungsrecht*, Baden-Baden, Nomos-Verlag: 167-177.
- Schanze, J. (2005b): Theoretical and methodological basics of flood risk management in Europe. In: Schanze, J., Zeman, E. & Marsalek, J. (Eds.); *Flood risk management – Hazards, vulnerability, mitigation measures*. Berlin, a.o., Springer (in print).
- Schaumburg, J. (1998): Seenbewertung in Deutschland – Eine Übersicht im Hinblick auf eine integrierte ökologische Betrachtung. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hg.); *Integrierte ökologische Gewässerbewirtschaftung; Inhalte und Möglichkeiten*. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51. München, Wien, Oldenbourg: 334-368.
- Scharpf, F.W. & Schnabel, F. (1978): Durchsetzung der Raumordnung im öffentlichen Sektor. *Informationen zur Raumentwicklung*, 1: 29-47.
- Scharpf, F.W. (2000): Interaktionsformen; Akteurszentrierter Institutionalismus in der Politikforschung. Opladen, UTB.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Stuttgart, Springer, 14. neu bearb. u. erweit. Aufl.
- Schellnhuber, H.-J. (2001): Die Koevolution von Natur, Gesellschaft und Wissenschaft – eine Dreiecksbeziehung wird kritisch. *GAIA* 10 (4): 258-262.
- Schemel, H.-J. (1979): Umweltverträglichkeitsprüfung von Fernstraßen – ein Konzept zur Vermittlung des Raumwiderstandes. *Landschaft + Stadt*, 11 (2): 81-90.
- Schenk, W. (1997): Gedankliche Grundkonzeption des Sammelbandes „Kulturlandschaftspflege“ In: Schenk, W. , Fehn, Kl. & Denecke, D. (Hg.); *Kulturlandschaft; Beiträge zur Geographie zur räumlichen Planung*. Berlin, Stuttgart., Gebrüder Bornträger: 3-9.
- Schiechtl, H.M. & Stern, R. (2002): *Naturnaher Wasserbau. Anleitung für ingenieurbio-logische Bauweisen*. Berlin, Ernst & Sohn.
- Schmidt, G. & Frühauf, M. (2000): Abflusssdynamik und Stofftransport im Einzugsgebiet des wiederentstehenden Salzigen Sees. *GEOÖKO*, XXI: 229-259.
- Schmidt, G. & Kussmann, St. (2001): „Beprobungsergebnisse Ges.-P an 11 oberflächennahen Proben im Bereich des ehemaligen MLU-Messfeldes „Weidenbach“ (Querfurter Platte)“ (unveröff.; Laboranalysen LUFA LSA).
- Schmidt, G., Zierdt, M. & Frühauf, M. (1992): Die wassergebundene Schwermetallemission aus Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus in das Vorflutsystem des Süßen Sees. *Geoökodynamik*, 13 (2): 153-172.

- Schmidt, J. (1998): Modellbildung und Prognose zur Wassererosion. In: Richter, G. (Hg.); Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: 137-151.
- Schmidt, J., Werner, v., M., Michael, A. & Schmidt, W. (1999): Planung und Bemessung von Erosionsschutzmaßnahmen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Wasser & Boden, 51 (12): 19-24.
- Scholles, F. (1997): Abschätzen, Einschätzen und Bewerten in der UVP; Weiterentwicklung der Ökologischen Risikoanalyse vor dem Hintergrund der neueren Rechtslage und des Einsatzes rechnergestützter Werkzeuge. Dortmund, Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur.
- Schönborn, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Jena, Stuttgart, Gustav Fischer Verlag.
- Schönfelder, I. (2002): Indikation der Gewässerbeschaffenheit durch Diatomeen. In: Steinberg, C., Camano, W., Wilken, R.-D. & Klapper, H. (Hg.); Handbuch Angewandte Limnologie, 9. Landsberg (Lech): 1-61.
- Schönthaler, K. & Köppel, J.H. (1999): Modellhafte Umsetzung der ökosystemaren Umweltbeobachtung in der Rhön als Bestandteil des Konzepts „ökologische Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder“. In: Blaschke, T. (Hg.); Umweltmonitoring und Umweltmodellierung; GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Heidelberg: 23-37.
- Schröder, H. (1986): Allgemein-geographische Charakteristik der natürlichen Verhältnisse des südöstlichen Harzvorlandes. Hercynia, 23 (1): 1-14.
- Schröder, H., Bergner, U. & Klahre, J. (1995): Das Ausmaß geoökologischer Prozesse bodenerosiver Abspülung in Lößlandschaften des Mitteldeutschen Trockengebiets. Abschlussbericht z. Forschungsprojekt Schr. 379/1-3, Erlangen.
- Schultz, G.A. (1993): Wasserwirtschaftliche Planungen. In: Bernhart, H. & Bretschneider, H. (Hg.); Taschenbuch der Wasserwirtschaft. Hamburg, Parey: 363-398.
- Schulz, L. (1981): Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B, 173: 528-548.
- Schwevers, U. & Adam, B. (1997): Arealverluste der Fischfauna am Beispiel der Zerschneidung des hessischen Gewässersystems der Lahn durch unpassierbare Querverbauungen. Natur und Landschaft, 72 (9): 396-400.
- Schwertmann, U., Vogl, W. & Kainz, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser; Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Stuttgart, Ulmer.
- Schwoerbel, J. (1999): Einführung in die Limnologie. Stuttgart, G. Fischer, 8. Aufl.
- Seils, M. (2000): Holozäne Sediment- und Bodenverlagerungen im östlichen Harzvorland – Wirkungen und Ursachen nutzungsbedingter Landschaftsveränderungen. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät d. Georg-August-Universität Göttingen. Göttingen, Trift Verlag.
- Selle, K. (1996): Was ist bloß mit der Planung los? Erkundungen auf dem Weg zum kooperativen Handeln. Ein Werkbuch. Institut für Raumplanung Universität Dortmund (IRPUD), Dortmund, 2. durchgesehene Aufl.
- Serageldin, I. & Steer, A. (1994): Epilogue: expanding the capital stock. In: Serageldin, I. & Steer, A. (Eds.); Making Development Sustainable: from concepts to actions. Environmentally Sustainable Development Occasional Paper Series No. 2: 30-32.

- Siedentop, St. (2002): Kumulative Umweltwirkungen in der Umweltverträglichkeitsprüfung – Grundlagen, Methoden, Beispiele. Dortmund. Beiträge zur Raumplanung, 108, Blaue Reihe. Dortmund.
- Sieder, F., Zeitler, H., Dahme, H. & Knopp, G.-M. (1998): Wasserhaushaltsgesetz – Abwasserabgabengesetz. München, C.H. Beck.
- Sieker, F., Adams, R., Huhn, V. & Stecker, A. (1996): Naturnahe Siedlungswasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten, Grundlagen, Leitfaden und Anwendungsgebiete. Kontakt & Studium, 508, Esslingen, expert.
- Simonovic, S. P (2004): Sustainable floodplan management participatory planning in the red river basin (Canada). http://www.elet.polimi.it/IFAC_TC_Environment/Venice2004/papers/p_sim_ven04.pdf
- Sommerhäuser, M. & Pottgiesser, T. (2005): Die Fließgewässertypen Deutschlands als Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Feld, C.K., Rödiger, S., Sommerhäuser, M. & Friedrich, G. (Hg.); Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern; Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Limnologie aktuell, 11. Stuttgart, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung: 13-27.
- Spilker, M., Strobel, G. & Würzburg, H. (1999): Erfahrungen und Probleme bei der Flutung von Grubenhohlräumen des Kupferschieferbergbaus. In: Hartmann, O. (Hg.); Kali-, Steinsalz und Kupferschiefer in Mitteldeutschland. Exkursionsführer und Veröffentlichungen GGW, 205. Berlin.
- Spork, V., Prochnov, J.V., Jahnke, J. & Köngeter, J. (2000): Auswirkungen benthischer Mikroalgen auf die Erosion kohäsiver Sedimente. Wasser & Boden, 52 (6): 21-26.
- SRU – Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974): Umweltgutachten 1974. Stuttgart, Mainz, Metzler-Poeschel.
- SRU – Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1987): Umweltgutachten 1987. Stuttgart, Mainz, Metzler-Poeschel.
- SRU – Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994): Umweltgutachten 1994; Für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart, Metzler-Poeschel.
- SRU – Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1996): Umweltgutachten 1996; Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart, Metzler-Poeschel.
- SRU – Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1998): Umweltgutachten 1998. Stuttgart, Metzler-Poeschel.
- SRU – Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (2000): Umweltgutachten 2000. Stuttgart, Metzler-Poeschel.
- SRU – Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (2004): Umweltgutachten 2004. Baden-Baden, Nomos.
- Steinberg, C. & Melzer, A. (1992): Stoffkreisläufe in Binnengewässern. In: Besch, W.-K., Hamm, A., Lenhart, B., Melzer, A., Scharf, B. & Steinberg, C. (Hg.); Limnologie für die Praxis: Grundlagen des Gewässerschutzes. Landsberg (Lech), Ecomed.
- Stachowiak, H. (1970): Grundriss einer Planungstheorie. Kommunikation, 1 (VI): 1-18.
- Stachowiak, H. (1973): Allgemeine Modelltheorie. Wien, New York, Springer.
- Steinmann, H. & Schreyögg, G. (2000): Management; Grundlagen der Unternehmensführung. Wiesbaden, Gabler, 5. überarb. Aufl.
- Stiens, G. (1996): Prognostik in der Geographie. Braunschweig, Schulbuchverlag.

- Straškraba, M. (1995): Cybernetic Theory of Ecosystems. In: Gnauck, A., Frischmuth, A., Kraft, A. (Hg.); Ökosysteme; Modellierung und Simulation. Taunusstein, Blottner: 31-52.
- Sukopp, H. (1969): Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. *Vegetatio*, 17: 360-371.
- Sukopp, H. & Wittig, R. (Hg.) (1998): Stadtökologie. Stuttgart u.a., G. Fischer, 2. Aufl.
- Teisman, NN. & Birker, K. (2002): Handbuch praktische Betriebswirtschaft. Berlin, Cornelsen, 4. neubearb. Aufl.
- Thinh, N. X., Walz, U., Schanze, J., Ferencsik, I. & Göncz, A. (2004): GIS-based multiple criteria decision analysis and optimization for land suitability evaluation. In: Wittmann, J. & Wieland, R. (Hg.); Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften. Berichte aus der Umweltinformatik, Aachen, Shaker: 208-223.
- Thompson, M., Ellis, R. & Wildavsky, A. (1990): Cultural Theory. Bolder, Westview Press.
- Thornten, J.A. & Rast, W. (1993): A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. In: Straskraba, M., Tundisi, J.G. & Duncan, A. (Eds.); Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management. *Arch. Hydrobiol.*, 77: 1-24.
- Toepfer, V. (1970): Stratigraphie und Ökologie des Paläolithikums. In: Richter, H., Haase, G., Lieberoth, I. & R. Ruske (Hg.); Periglazial-Löß-Paläolithikum im Jungpleistozän der Deutschen Demokratischen Republik. Ergänzungsheft Nr. 274 zu Peterm. Geogr. Mitt. Gotha, Leipzig: 329-422.
- Trepl, L. (1996): Die Landschaft und die Wissenschaft. In: Konold, W. (Hg.); Naturlandschaft – Kulturlandschaft. Die Veränderung der Landschaft nach der Nutzbarmachung durch den Menschen. Landsberg (Lech): 13-26.
- Trepl, L. (1997): Ökosystemforschung im System der Wissenschaft. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hg.); Handbuch der Umweltwissenschaften, Grundlagen und Anwendung der Ökosystemforschung. Landsberg (Lech), Ecomed: II-2.3.
- Tüxen, R. (1956): Die heutige potenzielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angew. Pflanzensoziologie*, 13, Stolzenau (Weser): 5-42.
- UBA – Umweltbundesamt (1995): Jahresbericht 1994. Berlin, Werbung + Vertrieb.
- UBA – Umweltbundesamt (1997): Nachhaltiges Deutschland: Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Berlin, Werbung + Vertrieb.
- UBA – Umweltbundesamt (2002a): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland; Die Zukunft dauerhaft umweltgerecht gestalten. Berlin, Werbung + Vertrieb.
- Ule, W. (1932): Die Mansfelder Seen und ihre Vorgänge an denselben im Jahr 1892. Mein Mansfelder Land. Eisleben (Reprint): 73-77.
- UNCSD – UN Commission on Sustainable Development (1996): Indicators of Sustainable Development – Framework and Methodologies. New York.
- UNEP – United Nations Environmental Programme (2002): Global Environmental Outlook. London, Earthscan.
- US Water Resource Council (1973): Economic and Environmental Principles and Guidelines for Water and Related Land Resources Implementation Studies. Washington D.C.
- Usher, M.B. & Erz, W. (Hg.) (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Heidelberg, Wiesbaden, UTB.

- Uexküll, v., J. (1909): Umwelt und Innenwelt der Tiere. Berlin.
- Valsangiacomo, A. (1998): Die Natur der Ökologie; Anspruch und Grenzen ökologischer Wissenschaften. Zürich, vdf.
- Voigtländer, G. (1991): Regenwasserbehandlung in der DDR; Stand und Anforderungen. In: Meißner, E. (Hg.); Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. Wasser – Abwasser – Abfall, 7, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität-Gesamthochschule Kassel, Kassel: 33-46.
- Vollenweider, R.A. & Kerekes, J. (1982): Eutrophication of Waters; Monitoring, Assessment and Control. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris.
- van Griensven, A. & Bauwens (2001): Integral water quality modelling of catchments. Wat. Sci. Tech., 43 (7): 321-328.
- von Keitz, St. & Schmalzholz, M. (Hg.) (2002): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie; Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung. Berlin, E. Schmidt.
- Votsmeier, T. (1998): Environmental Quality Targets in the City of Wiesbaden. In: Breuste, J., Feldmann, H. & Uhlmann, O. (Hg.); Urban Ecology. Berlin, Heidelberg, Springer: 60-64.
- Wachs, B. (1995): Limnotoxizität und Ökobewertung der Schwermetalle sowie entsprechende Qualitätsziele zum Schutz aquatischer Systeme. In: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hg.); Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes aus Sicht der aquatischen Ökologie. München, Wien, Oldenbourg: 425-486.
- Walz, R., Böhm, E. & Hillenbrand, Th. (1999): Maßnahmenplan für die Wasserwirtschaft: Vorgehensweise, Ziele, Erkenntnisse. GAIA, 8 (4): 260-268.
- Walters, C.J. (1980): Systemökologie; Erfassung der Systeme und mathematische Modelle in der Ökologie. In: Odum, E.P.; Grundlagen der Ökologie, Bd. 1. Stuttgart, New York, Thieme: 449-476.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1993): Jahresgutachten 1993; Welt im Wandel – Grundstrukturen globaler Mensch-Umwelt-Beziehungen. www.wbgu.de/wbgu_jg1993.html.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1994): Jahresgutachten 1994; Welt im Wandel – Die Gefährdung der Böden. www.wbgu.de/wbgu_jg1994.html.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1997): Jahresgutachten 1997; Wege zum nachhaltigen Umgang mit Süßwasser. www.wbgu.de/wbgu_jg1997.html.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1998): Jahresgutachten 1998; Welt im Wandel – Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. www.wbgu.de/wbgu_jg1998.html.
- Weber, K. (1989): Mehrkriterielle Entscheidungen. München, Oldenbourg.
- Weizsäcker, v., C.F. (1980): Der Garten des Menschlichen. Beiträge zur geschichtlichen Anthropologie. Frankfurt, C.F. Fischer.
- Weizsäcker, U., Lovins, A.B. & Lovins, L.H. (1995): Faktor Vier; Doppelter Wohlstand – halbiertes Naturverbrauch. München, Droemer Knauer.

- Wendland, F., Albert, H., Bach M. & Schmidt, R. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin, Springer.
- Wenkel, K.-O. (1999): Das Müncheberger dynamische Landschaftsmodell MLM – Ausgangshypothesen, Modellkonzept und Stufen der Realisierung. In: Schneider-Sliwa, R., Schaub, D & Gerold, G. (Hg.); Angewandte Landschaftsökologie; Grundlagen und Methoden. Berlin u.a., Springer, 117-133.
- Wenkel, K.-O., Schultz, A. & Lutze, G. (1994): Landschaftsmodellierung – eine neue Richtung in der Agrarlandschaftsforschung. In: Wenkel, K.-O., Schultz, A. & Lutze, G. (Hg.); Landschaftsmodellierung. Müncheberg, ZALF: 8-16.
- Wenzel, V. (1999): Ein integrativer Algorithmus zur Unterstützung regionaler Landnutzungsentscheidungen. In: Horsch, H., Messner, F., Kabisch, S. & Rode, M. (Hg.); Flusseinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie. UFZ-Ergebnisbericht, 30, Leipzig: 75-86.
- Werner, W., Hamm, A., Auerswald, k. (1991): Stickstoff- und Phosphoreinträge in Oberflächengewässer über „diffuse Quellen“. In: Hamm, A. (Hg.); Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Sankt Augustin, Academia: 665-764.
- Werner, W. & Wodsack, H.-P. (1994): Stickstoff und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Schriftenreihe Agrarspektrum, 22. Frankfurt, Verlagsunion Agrar.
- Wertheit, M., Friedrich, K. & Kühling, W. (1998): Konzeptionelle Überlegungen zur nachhaltigen Stadtentwicklung – Der strukturelle Ansatz eines Qualitätszielkonzepts für die Stadt Halle (Saale). In: Frühauf, M., & Hardenbicker, U. (Hg.); Geowissenschaftliche Umweltforschung im Mitteldeutschen Raum. Halle: 139-146.
- Westhoff, V. (1968): Die „ausgeräumte“ Landschaft; biologische Verarmung und Bereicherung der Kulturlandschaften. In: Buchwald, K. & Engelhardt, W. (Hg.); Handbuch für Landschaftspflege und Naturschutz, Bd. 2:1-10.
- Westrich, B., Rathgeb, A. & Salden, D. (1997): Bemessungsgrundlagen für Dammscharten zur Hochwasserentlastung an Rückhaltebecken. Wasserwirtschaft, 4 (87): 200-204
- Wetherell, M., Taylor, S. & Yates, S.J. (Eds.) (2001): Discourse as data, a guide for analysis. London, Sate Publications.
- Wiechmann, Th. (1998): Vom Plan zum Diskurs? Anforderungsprofil, Aufgabenspektrum und Organisation regionaler Planung in Deutschland. Baden-Baden, Nomos.
- Wiens, J. A. (1999): Landscape ecology: scaling from mechanism to management. In: Farina, A. (Ed.); Perspectives in Ecology. A Glance from the VII International Congress of Ecology. Leiden, Backhuys.
- Wild, V. & Kunz, M. (1992): Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter Strukturparameter. In: Friedrich, G. & Lacombe, J. (Hg.); Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell, 3. Stuttgart, New York, Springer.
- Wind, H.G., de Kok, J.-L. & Verbeek, M. (2002): Decision support systems and management of the river Elbe. In: Geller, W., Puncoschar, P., Guhr, H., Tümpling, W. v., Medek, J., Smrtak, J., Feldmann, h. & Uhlmann, O. (Hg.); Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagments. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden, Teubner: 127-132.

- Wöbse, H.H. (1994): Schutz historischer Kulturlandschaften, Beiträge zur räumlichen Planung, Bd. 37, Hannover.
- Wöbse, H.H. (2001): Historischer Kulturlandschaften, Kulturlandschaftsteile und Kulturlandschaftselemente. In: Kommunalverband Großraum Hannover (Hg.); Kulturlandschaften in Europa, Hannover: 9-12.
- Wöhe, G. (2000): Einführung in die allgemeine Betriebswirtschaftslehre. München, Vahlen, 20. Neubearb. Aufl.
- Wohlrab, B., Ernstberger, H. Meuser, A. & Sokollek, V. (1992): Landschaftswasserhaushalt. Hamburg, Berlin, Parey.
- Wright, J.F., Furse, M.T. & Armitage, P.D. (1993): RIVPACS – a technique for evaluation the biological quality of rivers in the UK. European Water Pollution Control 3/4: 15-25.
- Young, R.A., Onstad, C. A., Bosch, D.D., Anderson, W.P. (1989): AGNPS: a nonpoint source pollution model for evaluating agricultural watersheds. J. Soil Water Conservation, 44 (2): 168-173.
- Zadeh, L. (1965): Fuzzy sets and systems. In: Fox, J. (Ed.); System Theory. Microwave Research Institute Symposia Series IV. New York, Polytechnic Press: 29-37.
- Zangemeister, C. (1970): Nutzwertanalyse in der Systemtechnik. München.
- Zeleny, M. (1974): Linear Multiojective Programming. Berlin u.a., Springer.
- Zieschank, R. (1999): Politische Funktionen einer raumbezogenen Umweltbericht-erstattung. In: Bergmann, A., Einig, K., Hutter, G, Müller, B. & Siedentop, St. (Hg.); Siedlungspolitik auf neuen Wegen; Steuerungsinstrumente für eine ressourcenschonende Flächennutzung. Berlin, editon sigma: 143-157.
- Zumbroich, T., Müller, A. & Friedrich, G. (1999): Strukturgüte von Fließgewässern; Grundlagen und Kartierung. Berlin, Heidelberg, Springer.

6.2 Unveröffentlichte Quellen

- Ahern, J.F. (1999): Barriers, opportunities, strategies, and models for the application of landscape ecology in landscape planning and design. 5. IALE-Weltkongress, Snowmass (US), Abstract.
- AK Ichthyofaunistik Halle (1987). Zitiert in: Köck & Zuppke (1993).
- Altermann, m., Pretzschel, M., Böhme, G. & Dörter, K. (1981): Die Lössstandorte des Kreises Querfurt und Möglichkeiten der Verbesserung ihrer technologischen Eignung. Stoffkreislauf und Bodennutzung. Materialien der Tagung der Bodenkundl. Ges. v. 26.-28.5.1998 in Halle (Salle): 100-101.
- Altermann, M. & Schrödter, M. (1997): Bodenkennzeichnung für das Gebiet des künftigen Salzigen Sees. Gutachten i. A. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale). (unveröff.)
- ATV – Abwassertechnische Vereinigung (1988): Charakterisierung von Schmutzfracht-berechnungsmethoden; Anwendungsziele, Systemstruktur, Datenbasis, Ergebnisse. Korrespondenz Abwasser, 35 (1): 241-244.
- Aulig, G., Bachfischer, R., David, J., Kiemstedt, H. & Müller, G. (1977): Wissenschaftliches Gutachten zu ökologischen Planungsgrundlagen im Verdichtungsraum Nürnberg-Fürth-Erlangen-Schwabach. München. (unveröff.)

- Aurada, K.-D. (1969): Hydrologie und Wasserwirtschaft des Schlenze-Gebiets und ihre Beeinflussung durch die Wasserhaltung des Mansfelder Kupferschieferbergbaus in der Mansfelder Mulde. Diss. MLU Halle-Wittenberg, Halle (Saale). (unveröff.)
- Bachfischer, R., (1978): Die ökologische Risikoanalyse – eine Methode zur Integration natürlicher Umweltfaktoren in der Raumplanung. Diss. Techn. Univ. München, München. (unveröff.)
- Bandmann, A. & Raderschall, R. (1992): Diffuse Stoffeinträge. Abschlussbericht Nr. 9.1 des BMBF-Forschungsvorhabens „Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzepts kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte“, Hannover. (unveröff.)
- Bastian, O. (1991): Biotische Komponenten in der Landschaftsforschung und Planung; Probleme ihrer Erfassung und Bewertung. Habil-Schr. MLU Halle-Wittenberg, Halle (Saale). (unveröff.)
- Baum, I. & Schmidt, K.-H. (1998): Erfassung und Bewertung ereignisbezogener Sediment-, Schwermetall- und Nährstofffrachten der Bösen Sieben. Studie i. A. des RP Halle, Halle (Saale). (unveröff.)
- Becker, A. & Pfützner, B. (1995): ArcEGMO – Kurzdokumentation. www.bah-berlin.de. (unveröff.)
- Behrendt, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet der Bösen Sieben. In: Kaden, St., Behrendt, H. & Pfützner, B.; Untersuchungen zu den Abflussverhältnissen und zum Stoffeintrag im Einzugsgebiet der Bösen Sieben (einschl. Ergänzung). Studie i. A. des RP Halle (Saale), Halle (Saale). (unveröff.)
- Behrendt, H., Huber, P., Scholz, G. & Uebe, R. (1998): Quantifizierung der Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet der Querne-Weida. Studie i.A. d. MLU Halle-Wittenberg, Inst. f. Geographie, Halle (Saale). (unveröff.)
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, P. & Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Forschungsbericht Umweltbundesamt (UFOPLAN-Nr. 296 25 515), Berlin, (unveröff.)
- Beller Consult (1998): Hochwasserstudie für das Flussgebiet der Weida; Ausweisung der Überschwemmungsgebiete. Studie i. A. des STAU Halle (Saale), Halle (Saale). (unveröff.)
- Bendel, R. (1993): Hydrogeologische Untersuchungen zu den Möglichkeiten der Wiederentstehung des Salzigen Sees und Abschätzung zu den Auswirkungen durch den Grundwasseranstieg. Studie i. A. des STAU Halle (Saale), Halle (Saale). (unveröff.)
- Bendel, R. (1997): Wasserbilanzmodell Salziger See – Modellteil Grundwasser. Studie i. A. des STAU Halle (Saale), Halle (Saale). (unveröff.)
- Beuttler, A., Lenz, R., Billen, N. Kirchner-Heßler, R. (2000): Kommunale Umweltbilanz und Lokale Agenda 21; Erfolge in der Landschaft und in den Köpfen. In: Beierkuhnlein, C., Breuste, J., Dollinger, F., Lenz, R., Potschin, M., Steinhardt, U. & Syrbe, R.-U. (Hg.); Zukunft mitteleuropäischer Kulturlandschaften; Analyse, Bewertung, Planung, Management. Tagungsband mit Kurzfassungen der Beiträge zur 1. Jahrestagung der IALE-Region Deutschland, Nürtingen: 52-53.
- Biegel, M. (2005): ArcEGMO-URBAN – Hydrologische Modellierung urbaner Nährstoffeinträge in Gewässer auf Flussgebietsebene. Diss. TUD Dresden, Dresden. (unveröff.)
- Bollmann, H. (1957). Zitiert in: Ockert (1964).

- Bosch & Partner GmbH (1993): Erstellung eines gewässerökologischen Zielsystems. Teilbericht zum F+E-Auftrag des DVWK, Hennef (unveröff.)
- Both, H. (1992): Studie über die künftige Wasserbeschaffenheit des Süßen Sees nach Inbetriebnahme einer Anlage zur Elimination von Phosphor und Feststoffen im Zulauf. Studie i. A. des Landesamtes f. Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale) (unveröff.)
- Bratzke, G., Lüdigk, R., Paduar, P., Anz, S., Kranz, J., Krpcker, W. Kroll, G. & Wittowski, M. (1993): Agrarstrukturelle Vorplanung „Mansfelder Land“. (unveröff.)
- Braun, M., Frey, M., Hurni, P. & Sieber, U. (1991): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Rheineinzugsgebiets der Schweiz unterhalb der Seen (Stand: 1986). Interner Bericht FAC Liebefeld und BUWAL, Bern. (unveröff.)
- Briem, E. (2000): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK Arbeitsbericht. Hennef. (unveröff.)
- Buschner, W. (1999): Grundwasseranalysen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen. Schriftliche Mitteilung des STAU Halle (Saale), Halle (Saale). (unveröff.)
- Colditz (1914). Zitiert in: Ockert (1964).
- David, O. (1997a): Applied objectorientated modelling in hydrology: Modelling system design aspects. Proc. IASTED Intern. Conf. on Applied Modelling and Simulation: 56-60.
- Davis, M & Rees, Y. (2004): Public participation in the Ribble River Basin. www.harmonicop.info
- DG Humanökologie – Deutsche Gesellschaft für Humanökologie (2003): Ziele. <http://www.dg-humanoeologie.de/ziele.htm>.
- DWD – Deutscher Wetterdienst (1995): Amtliches meteorologisches Gutachten „Höhen des Niederschlagsdargebotes und der potenziellen Verdunstung im Raum des Flusseinzugsgebiets Salza“. (unveröff.)
- DWD – Deutscher Wetterdienst (1996): Amtliches meteorologisches Gutachten „Zeitreihen des Niederschlagsdargebotes und der potentiellen Verdunstung für das Einzugsgebiet der Salza“ (unveröff.), Ergänzungen zum Gutachten DWD (1995). (unveröff.)
- DWD – Deutscher Wetterdienst (1997): Amtliches meteorologisches Gutachten „Tägliche Werte des Niederschlagsdargebotes und der potentiellen Verdunstungshöhe ausgewählter Stationen im Einzugsgebiet des Salzigen Sees“. (unveröff.)
- Eberle, D. (1984): Die ökologische Risikoanalyse – Kritik der theoretischen Fundierung und der raumplanerischen Verwendungspraxis. Werkstattberichte Univ. Kaiserslautern, 11. Kaiserslautern. (unveröff.)
- Emmeche, C., Köppe, S. & Stjernfeld, F. (1993): Emergence an the ontology of levels. Search for the unexplainable – Arbejdsrapport Afdeling for Litteraturvidenskab 11, Univ. Kobenhavn. Zitiert in: Müller, F., Breckling, B., Bredemeier, M, Grimm, V., Malchow, H., Nielsen, S.N. & Reiche, E.W. (1997): Emergente Ökosystemeigenschaften. Handbuch der Umweltwissenschaften; Grundlagen und Anwendung der Ökosystemforschung. Landsberg (Lech), Ecomed: III.2.5.
- F & N Consult GmbH (2001): MOBINEG 2001 – Modell zur Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in Gewässer – Handbuch. Hannover. (unveröff.)
- Falkenmark, M. (1996): Water-related environment clusters. Preliminary draft. Natural Science Research Council. Stockholm. (unveröff.)

- Fehr, G. (1995): Bewirtschaftungsmodell Schunter; Grundlagenstudie zum Aufbau eines Modells zur Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in Fließgewässern zur Effektivitätskontrolle ökonomischer Steuerungsinstrumente im Gewässerschutz. Hannover (unveröff.)
- Frellstedt, H. (1999): Schriftliche Mitteilung zur Aktualisierung bzw. Ergänzung von Zahlenwerten und Aussagen zur Romonta GmbH, Tagebau Amsdorf (LSA). (unveröff.)
- Frühauf, M. & Schmidt, G. (1996): Analyse und Modellierung von Stoffeintrag, -transport und Schwermetallbelastung im Einzugsgebiet von Böser Sieben und Salzgraben. Abschlussbericht zum DFG-Forschungsvorhaben Fr. 867/6-1; 6-2. (unveröff.)
- Frühauf, M. & Schmidt, G. (1998a): Ermittlung des diffusen wasser gebundenen Nährstoff- und Sedimenteintrags in den wiedererentstehenden Salzigen See. Studie i. A. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale), (2. Zwischenbericht). (unveröff.)
- Frühauf, M. & Schmidt, G. (1998b): Ermittlung des diffusen wasser gebundenen Nährstoff- und Sedimenteintrags in den wiedererentstehenden Salzigen See.; unveröff. Studie i. A. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale), (3. Zwischenbericht). (unveröff.)
- Frühauf, M. & Schmidt, G. (1999): Ermittlung des diffusen wasser gebundenen Nährstoff- und Sedimenteintrags in den wiedererentstehenden Salzigen See.; Studie i. A. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale), (Abschlussbericht). (unveröff.)
- GLA – Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt (1994): Bodenformen im Einzugsgebiet Querne-Weida. Schriftliche Mitteilung (unveröff.). Zitiert in: WASY (1995).
- Gneist & Wollmerstedt (1996): Uferrandstreifenkartierung an den Fließgewässern der Einzugsgebiete Böse Sieben und Salzgraben. Praktikumsbericht des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Gries, F., Kaiser, T. & Reusch, H. (1996a): Leitbildentwicklung für Renaturierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Bösen Sieben. BP Salza, Teilprojekt 2 i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Gries, F., Kaiser, T. & Reusch, H. (1996b): Leitbildentwicklung für Renaturierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet von Querne-Weida. BP Salza, Teilprojekt 2 i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Gliesche, C.G. (1998): Die Mikrobiologie des Grundwasserraums unter Einfluss anthropogener Veränderungen auf die mikrobiellen Lebensgemeinschaften. Forschungsbericht Umweltbundesamt (108 02 898), Berlin. (unveröff.)
- Halbfass, St. (2004): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässern im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Diss. TU Dresden, Dresden. (unveröff.)
- Hammond, A., Adriaanse, A. & Rodenburg, E. (1995): Environmental Indicators: A systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development. World Resources Institute.
- Harbaugh, A.W. & McDonald, M.G. (1996): User's documentation for MODFLOW-96, An update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model. USGS Open-File Report: 96-485.

- Herold, U. (1998): Landesamtliche ingenieurgeologische Stellungnahme zum Bewirtschaftungsplan Salza. Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt, Halle (Saale). (unveröff.)
- Herold, U., (1999): Landesamtliche ingenieurgeologische Stellungnahme zu den Oberflächenbewegungen im Bereich des ehemaligen Salzigen Sees. Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt, Halle (Saale). (unveröff.)
- Hieber, K. (1996): Phosphor- und Stickstoffeintrag durch Regenwasserabfluss von bebauten Flächen in die Vorfluter im hydrologischen Einzugsgebiet des Süßen Sees. Diplomarbeit a. d. MLU Halle-Wittenberg, Inst. f. Geographie, Halle (Saale). (unveröff.)
- Hoehn, E., Troschel, H.J., Bartl, G. & Ewig, B. (1997a): Limnologisches Gutachten Süßer See. BP Salza, Teilprojekt 3 i.A. des STAU Halle (Saale), (Abschlussbericht). (unveröff.)
- Hoehn, E., Ewig, B. & Rapp, B. (1997b): Limnologisches Gutachten Süßer See. BP Salza, Teilprojekt 3a i.A. des STAU Halle (Saale), (Bericht 1996). (unveröff.)
- Hupfer, M. (1999): Steuerung der Phosphor-Retention in Sedimenten durch seeinterne Maßnahmen; Erarbeitung eines Konzepts für den Einsatz in Restaurierungsverfahren. Studie i.A. des STAU Halle (Saale), (Zwischenbericht). (unveröff.)
- Jaeger, J. (1999): Gefährdungsanalyse der anthropogenen Landschaftszerschneidung. Diss. ETH Zürich, Nr. 13 503. Zürich. (unveröff.)
- Jäger, P. (1995): Leitbildbezogenes Bewertungssystem Salzach. In: ad-hoc Arbeitsgruppe der ständigen Gewässerkommission nach dem Regensburger Vertrag (Hg.); Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Salzach. Berichte d. Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft. Zitiert in: Hamm (1998: 28).
- Jankowski, G. (1995): Zur Geschichte des Mansfelder Kupferschieferbergbaus. Gesellschaft Deutscher Metallhütten- und Bergleute, Clausthal-Zellerfeld.
- Jankowski, G. (1996): Die Mansfelder Kupferschieferbergbauhalden in den verschiedenen Betriebsperioden und deren Einfluss auf die Umwelt. In: Meinicke, K.P. & Ebersbach, W. (Hg.); Bergbau- und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland. Sammelband zum Kolloquium a. d. MLU Halle-Wittenberg am 07.03.1996: 95-110.
- Kaden, St., Behrendt, H. & Pfützner, B. (1996): Untersuchungen zu den Abflussverhältnissen und zum Stoffeintrag im Einzugsgebiet der Bösen Sieben (einschl. Ergänzung). Studie i. A. des RP Halle, Halle (Saale). (unveröff.)
- Klämt, A. (1998): Szenariorechnungen für Niederschlagsdargebots- und Verdunstungshöhen im Einzugsgebiet der Salza. Amtliches Gutachten Deutscher Wetterdienst (DWD), Geschäftsfeld Hydrometeorologie, Berlin. (unveröff.)
- Klapper, H. & Scharf, B. (1998): Salziger See: Limnologische Begutachtung und Vergleich der Wasserbeschaffenheit des einstigen mit der zu erwartenden des künftigen Salzigen Sees. BP Salza, Teilprojekt 4 i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Klöck, W. (1997): Endbericht zur Durchführung geochemischer Untersuchungen an Bachsedimenten der Glume, des Wilden Grabens und der Bösen Sieben, Studie: Geochemische Untersuchungen zur Schwermetallbelastung und zum Schwermetalltransport in den Bachsedimenten der Glume und der Bösen Sieben. MLU Halle-Wittenberg, Inst. f. Geologische Wissenschaften, AG Mineralogie/Geochemie. (unveröff.)

- Klöck, W. (1999): Schadstoffsенke Süßer See. i.A. des STAU Halle (Saale), (Zwischenbericht). (unveröff.)
- Knitzschke, G. (1995): Metall- und Produktionsbilanz für die Kupferschieferlagerstätte im östlichen Harzvorland. (unveröff.). Zitiert in: Jankowski (1995: 270-284).
- Köck, U.-V. & Zuppke, U. (1993): Ökologische Studie zur künftigen Nutzung und fischereilichen Bewirtschaftung des „Süßen Sees“. Studie i.A. STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Krause (1995, 1996): Mündliche Mitteilungen des Fischereipächters und Berufsfischers am Süßen See. Zitiert in: Hoehn et al. (1997a).
- Lauer, M. (1997): Erfassung von Gefährdungspotenzialen und Nutzungen in ausgewählten Trinkwasserschutzgebieten im Regierungsbezirk Halle (Anlage 5: WSG Weißenschirmbach, Anlage 6: WSG Esperstedt). Gutachten i. A. des RP Halle (Saale), (Zwischenbericht). (unveröff.)
- Lautrich, R. & Pecher, R. (1974): Gutachten über den Regenwasserabfluss von bebauten Gebieten und sein Einfluss auf die Gewässerverschmutzung. Gutachten im Auftrag des Bundesministeriums des Innern. Bonn. (unveröff.)
- Leavesley, G.H., Restrepo, S.L., Markstrom, M.D. & Stannard, L.G. (1996): The Modular Modelling System (MMS), USGS, Open File Report, Denver (Colorado): 96-151.
- Lehmann, F. (1997): Bauwerkskartierung im EZG Böse Sieben. Praktikumsbericht d. STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- LfU – Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1995): Ökologische Fließgewässerbewertung – ein Vorschlag. (unveröff. Manuskript)
- LfU – Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hg.) (1998): Kostendatei für Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Merkblätter zur Landschaftspflege und Naturschutz, 5, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München.
- LfW-Bay – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1998): Integrierte ökologische Gewässerbewirtschaftung; Inhalte und Möglichkeiten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51. München, Wien, Oldenbourg.
- LfW-RhP – Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (1996): Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland; Verfahrensvorschlag für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Mainz.
- Litt, T. (1994): Zur Paläologie und Stratigraphie des Jungquartärs im nordmitteleuropäischen Tiefland unter besonderer Berücksichtigung paläobotanischer Befunde des Elbe-Saale-Gebiets. Habil., MLU Halle-Wittenberg. Halle (Saale). (unveröff.)
- Londong, J. & Renner, J. (2000): EU-Wasserrahmenrichtlinie; Kritische Würdigung der Richtlinie und erste Erfahrungen mit dem Flussgebietsmanagement für die Wupper. ATV-DVWK Bundestagung 2000, Tagungsband, Karlsruhe: 45-56.
- Lorenz, R., Jäger, D., Müller, J. & Mehlhose, K. (1998): Maßnahmenzwischenbericht 1998 zur Neutralisationsanlage Helbra; Aufwand und Wirksamkeit. Bericht der Mansfelder Landplanungs- und Organisationsgesellschaft mbH unter Mitarbeit der Rohhütten GmbH i.L. Helbra. (unveröff.)
- Löwa, K. (1997): Zur Anwendung der Universal Loss Equation und der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung im großmaßstäbigen Bereich – dargestellt am Beispiel des Querfurter Raums. Diss. a.d. MLU Halle-Wittenberg, Halle (Saale). (unveröff.)

- LUA - Landesumweltamt Brandenburg (Hg.) (1996c): Ausweisung von Gewässerstreifen. Studien und Tagungsberichte, Bd. 10. Potsdam.
- Ludwig, K. & Gerlinger, K. (1999): Studie zu den Möglichkeiten und Problemen der praktischen Umsetzung der vorgeschlagenen Wasserrahmenrichtlinie, insbesondere der dort vorgesehenen River Basin Management Plans, auf der Grundlage ausgewählter Planungsinstrumente in Deutschland. Forschungsbericht Umweltbundesamt (UFOPLAN 29724531), Berlin. (unveröff.)
- Lüdigg, R., Conrad, G., Hollweg, H., Jakob, U., Krockner, W., Nenntwich, K. & Wittowski, M. (1995a): Agrarstrukturelle Vorplanung „Salziger See“. (unveröff.)
- Lüdigg, R., Conrad, G., Engelsing, W., Hollweg, H., Krockner, W., Scholbach, T. & Wittowski, M. (1995b): Gesamtplanerisches Entwicklungskonzept mit Maßnahmenplan zur Wiederentstehung des Salzigen Sees. Studie i.A. RP Halle (Saale), (Endbericht). (unveröff.)
- Klöcking, B. & Suckow (2003): Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO. In: Pfützner, B. (Hg.); Modelldokumentation ArcEGMO. Berlin. (unveröff.)
- Kusmann, St. (1999): Tafeln zur Wasserbilanz für wiederentstehenden Salzigen See. STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Mahn, E.G., Schubert, R. & Weinert, E. (1986): Anthropogene Vegetationskomplexe des Mansfelder Hügellandes. In: Exkursionsführer Mansfelder Hügelland. MLU Halle-Wittenberg, Sekt. Biowissenschaften, Halle (Saale): 1-28. (unveröff.)
- McDonald, M.G. & Harbaugh, A.W. (1988): A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Groundwater Flow Model. Techniques of Water Resources Investigations of United States Geological Survey, U.S.G.S. Open-File Report: 83-875.
- Menegolo, L. (1996): NAIADÉ – Manual & Tutorial. European Commission, Joint-Research-Centre, Economic, Ispra. (unveröff.)
- Menke (1997): Fischbestandserfassung Querne-Weida, Böse Sieben. Studie i.A. STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Märker, M. (2001): Regionale Erosionsmodellierung unter Verwendung des Konzepts der Erosion Response Units (ERU) am Beispiel zweier Flusseinzugsgebiete im südlichen Afrika. Jena. Diss. Universität Jena. (unveröff.)
- Mösbauer, J. (1996): Vermessung Salziger See. Studie i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Mücke, S., Hoffmann, K., Oelerich, H.-M., Sehrig, C., Schar, A. & Rimpel, C. (1998): Flächensicherung und Vorplanung für die Gewässerschonstreifengestaltung im Einzugsgebiet der Bösen Sieben und der Querne-Weida. BP Salza; Teilprojekt 9 i.A. STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Mücke, S., Schwanecke & Gnielka (1994): Landschaftsrahmenplan Mansfelder Land (Teil 1). (unveröff.)
- Nilsson, J. & Grennfelt, P. (1988): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Nordic Council of Ministers, 15. Kopenhagen. (unveröff.)
- Nafo, I.I. (2004): Bilanzierung zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen auf regionaler Ebene. Diss. Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Bauwesen. (unveröff.)
- Ockert, G. (1964): Beitrag zur Limnologie des Süßen Sees unter besonderer Berücksichtigung des Zooplanktons. Diss. MLU Halle-Wittenberg, Halle (Saale). (unveröff.)

- Otto, R., Kupietz, A., Wollstein, U., Kettenbeil, J., Schneider, R., Diemann, R. & Arndt, O. (1996): Agrarstrukturelle Vorplanung „Hornburger Sattel“. (unveröff.)
- Pagenkopf, G. (1998): Karte des potenziellen erosiven Stoffabtrags in Teileinzugsgebiete der Salza (TEZG Querne – Weida). BP Salza; Teilprojekt 13, i.A. STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Pagenkopf, G. (1999): Karte des potenziellen erosiven Stoffabtrags in Teileinzugsgebiete der Salza (TEZG Böse Sieben). BP Salza; Teilprojekt 13, i.A. STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Paulsen, O. (1984): Analyse und Simulation von Schmutzstoffganglinien des Regenwassers in einem definierten Messgebiet. Forschungsbericht Umweltbundesamt (102 06 106), Hannover. (unveröff.)
- Pfützner, B., Kaden, S. & Bendel, R. (1994): Hydrologisches Modell für das Einzugsgebiet des Süßen Sees. Studie i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Pfützner, B., Krone, S. & Pagenkopf, W.G. (1996): Hydrologische Grundlagenuntersuchungen im Einzugsgebiet der Salza. BP Salza, Teilprojekt 5 i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Pfützner, B. (1997): Wasserhaushalt Salziger See. BP Salza, Teilprojekt 6 i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Pfützner, B. (1998): Hochwasserrückhaltung und Sedimentreduzierung im Einzugsgebiet des Salzigen Sees (TEZG Querne – Weida). BP Salza, Teilprojekt 12 i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Pfützner, B. (1999a): Hydraulische Ermittlung von Überflutungsflächen für die Böse Sieben. Studie i.A. des STAU Halle (Saale) (unveröff.)
- Pfützner, B., Haupt, B. & Böhme, D. (1998): Ermittlung der ökologischen Mindestwasserführung der Salza. Studie i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Pfützner, B. (1999b): Sedimentregulierung im Einzugsgebiet Süßer See. BP Salza, Teilprojekt 12 i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Poggel, M. (1995): Schwermetalle in den Bachsedimenten des Dippelsbaches und der Bösen Sieben im Mansfelder Kupferschieferrevier (Sachsen-Anhalt). Diplomarbeit a. d. Univ. Köln, Geographisches Institut. (unveröff.)
- Polis, M.P. & Goodson, R.E. (1976): Parameter identification in distributed systems: A synthesizing overview. In: Proc. of the IEEE, 64 (1).
- REFCOND (2003): Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters, Version no. 7.0 (final), www.nrciws.slu.se/REFCOND/
- Reincke, H. (2000): Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietsgemeinschaft Elbe. ATV-DVWK Bundestagung 2000, Tagungsband, Karlsruhe: 57-68.
- Prahsuhn, V. & Mohni, R. (2003): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Bericht z.H. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft Kanton Bern (GSA). (unveröff.)
- Preuss + Partner (1997): Angaben zum Abwasserbeseitigungsplan Salza. (mündl. Mitt.)
- Räthe & Schnaus (1996): Seebodenpeilung Süßer See. (Karten und Disketten; unveröff.)
- Rode, M. (1995): Quantifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Flächennutzung. Diss. Fb. Agrarwissenschaften, J.-L.-Univ. Gießen. (unveröff.)

- ROMONTA GmbH (1998): Berichterstattung der ROMONTA GmbH an den Deutschen Braunkohlen-Industrie-Verein e.V. (Stand: 31.12.1998). (unveröff.)
- Rosenwinkel, K.-H. & Hippen, A. (1998): Branchenbezogene Inventare zu Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Gewässer. Forschungsbericht Umweltbundesamt (202 06 235), Hannover. (unveröff.)
- RP Giessen – Regierungspräsidium Giessen (1994): Die Lahn, ein Fließgewässer. Abschlussbericht des BMFT-Forschungsvorhaben 0339310D6. Gießen.
- Runge, H., Friesse, T., Hunger, K. & Henschel, H. (1996): Landschaftsrahmenplan für den ehemaligen Landkreis Querfurt. (Vorentwurf). (unveröff.)
- Schanze, J. (1988): Kulturkapazität – Der Mensch zwischen Natur, Kultur und Umwelt; Beitrag biologischer Erkenntnisse für die Populationsökologie des Menschen. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie, TU München-Weihenstephan. (unveröff.)
- Schanze, J. (1997): Integratives Sanierungs- und Entwicklungskonzept (ISEK) zum Bewirtschaftungsplan Salza. Studie i.A. des RP Halle (Saale), (Zwischenbericht). (unveröff.)
- Schanze, J. (1999): Integratives Sanierungs- und Entwicklungskonzept (ISEK) zum Bewirtschaftungsplan Salza. Studie i.A. des RP Halle (Saale). (unveröff.)
- Schanze, J. (2000): Bewirtschaftungsplan Salza (Planentwurf). I.A. des RP Halle (Saale). (unveröff.)
- Schanze, J., Biegel, M., Wendler, W. (2005): Entwicklung von Methoden zur Ableitung und Bewertung mengen- und gütewirtschaftlicher Managementoptionen. Endbericht des Teilprojekts 2, BMBF-Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. IÖR-Forschungsbericht. (unveröff.)
- Schanze, J., Fischer, K., Menzel, U., Kunze, P., Merz, W., Spies, N., Unruh, M., Schramm, S. & Ziegler, U. (1995a): Umweltbilanz Tagebau Vereinigtes Schleenhain. Zeitz (LSA) (unveröff.)
- Schanze, J., Fischer, K., Goldschmitt, M., Menzel, U., Merz, W., Unruh, M., Solcher, C., Ziegler, U. & Zunker, R. (1995b): Landschaftsrahmenplan Landkreis Weißenfels. Weißenfels (unveröff.)
- Scharpf, H. (1982): Die ökologische Wirkungsanalyse als Beitrag zur Umweltverträglichkeitsprüfung in der Landwirtschaft. Diss. Univ. Hannover. (unveröff.)
- Schlüter, A. (1996): Ermittlung der Phosphorfrachten aus der Niederschlagsentwässerung des Gebiets Helbra. Diplomarbeit, Fachhochschule Merseburg, Fachbereich Chemie und Umweltingenieurwesen. (unveröff.)
- Schmidt, G. (1997): Umweltbelastung durch Bergbau – der Einfluss von Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus auf die Schwermetallführung der Böden und Gewässer im Einzugsgebiet Süßer See. Diss. MLU Halle-Wittenberg, Halle (Saale). unveröff.)
- Schmidt, G. & Zierdt, M. (1996): Untersuchungen zum Abflussverhalten und der Oberflächenwassergüte im Einzugsgebiet Wilder Graben. Teilprojekt zum "Hydrologischen Einzugsgebietsmodell Süßer See" i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Schmidt-Bleek, F., Peichl, L., Behling, G. & Müller, K.W. (1987): Konzept für Früherkennung und Beurteilung von Umweltveränderungen. Neuherberg. (unveröff.)
- Schmoll, O. (1998): Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen in die Flussgebiete Deutschlands; Notwendigkeiten und Möglichkeiten ihrer weiteren Verminderung. Diplomarbeit TU Berlin, Inst. für Techn. Umweltschutz. (unveröff.)

- Scholles, F. (2000): Planungsmethoden. Materialien des Instituts für Landesplanung und Raumforschung zur Vorlesung am Fachbereich Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung. www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm2.htm.
- Schönthaler, K., Kerner, H.F., Köppel, J.H. & Spandau, L. (1994): Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung – Pilotprojekt für Biosphärenreservate. Forschungsbericht Umweltbundesamt (95-028), Freising.
- Schreck, P. (1996): Zur Mobilisierung und Verbreitung von Schadstoffen aus den Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Mansfelder Land. Bergbau und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland, Sammelband zum Kolloquium a. d. M.-L.-Univ. Halle-Wittenberg am 7. März 1996: 111-116.
- Schroeter, A. et al. (1992): Hydrogeologische Untersuchungen zu den Wasserversorgungsbedingungen im Landkreis Querfurt. Studie i. A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Spilker, M. (1996): Gutachten zu dem in der Mansfelder Mulde nach Einstellung des Kupferschieferbergbaus eingetretenen postmontanen hydrologischen Zustand. BP Salza, Teilprojekt 7a i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Springer, J. (1993): Projekt Süßer See Seeburg. Studie i.A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Steiner, M. (2001): Normative Elemente in Verfahren zur Beschreibung des Umweltzustands. Diss. CAU Kiel. (unveröff.)
- Suderlau, G. (1973): Die spät- und postglazialen Ablagerungen in den Senken des Raums Eisleben – Artern – Bad Frankenhausen und ihre ingenieurgeologische Bedeutung. Diss. MLU Halle-Wittenberg, Halle (Saale). (unveröff.)
- Summerer, S. (1988): Umweltqualität. In: Kimminich, O., v. Lersner, H. & Storm, P.C. (Hg.): Handwörterbuch des Umweltrechts (HdUR): 736-743.
- TAC – Technical Advisory Committee (2000): Integrated Water Resources Management. TAC Background Paper No. 4, Global Water Partnership. Stockholm. Zitiert in: Grünewald; Leitthema „Wasser in der Landschaft“. In: Deutsche Forschungsgemeinschaft (Hg.); Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung. Weinheim: 14-36.
- Thomas, M. (1980): Feststoffumlagerungen im Einzugsgebiet des Süßen Sees. Forschungsbericht, Sektion Geographie d. MLU Halle (Saale), (unveröff.)
- TRENT Forschungsgruppe (1973): Typologische Untersuchungen zur rationellen Vorbereitung umfassender Landschaftsplanungen. Forschungsauftrag des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Dortmund, Saarbrücken. Zitiert in: Jessel (1998: 34).
- Troschel, H.J. (1997): Reduzierung der zooplanktivoren Fischgemeinschaft im Süßen See zur mittelfristigen Erhöhung der Sichttiefe. Studie i. A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- TÜV Bayern & L.U.B – Lurgi Umweltbeteiligungsgesellschaft (Hg.) (1991): Abschlussbericht zum Forschungs- u. Entwicklungsvorhaben „Umweltsanierung des Großraums Mansfeld“. (unveröff.)
- UBA – Umweltbundesamt (2002b): Wasser – Oberflächenwasser – Geomorphologische Charakterisierung. http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s1-1.htm (Zugriff: 12.03.02).
- Ule, W. (1888): Die Mansfelder Seen. Inauguraldiss. MLU Halle-Wittenberg, Halle (Saale). (unveröff.)

- UN-ECE – Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa, Arbeitsgruppe Wirkungen) (o.J.). Zitiert in: SRU (1994: Tz. 183).
- UNCSD – UN Commission on Sustainable Development (2001): Indicators of Sustainable Development – Guidelines and Methodologies. http://www.un.org/esa/sustdev/isd.htm/indisd_gm2001.pdf.
- UVP-Förderverein (Arbeitsgemeinschaft Umweltqualitätsziele) (Hg.) (1995): Aufstellung kommunaler Umweltqualitätsziele. Anforderungen zu Inhalten und Verfahrensweisen. Dortmund.
- Villwock, G. et al. (1998): Hydrogeologisches Modell zur Simulation des Grundwasserwiederanstiegs und dessen Reichweiten bei der Wiederentstehung des Salzigen Sees im Kreis Mansfelder Land, Sachsen-Anhalt. Gutachten i. A. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. (unveröff.)
- Villwock, G. et al. (1999): Karte der prognostischen Grundwasserflurabstände des wieder entstehenden Salzigen Sees. Gutachten i. A. der Entwicklungsgesellschaft Seengebiet Mansfelder Land. (unveröff.)
- Vorthmann, Schwab & Langebeckmann (1978): Lehrmaterial d. Instit. f. Geographie d. MLU Halle-Wittenberg, Halle (Saale). (unveröff.)
- WWS – Wasserwerke Südharz GmbH (1999): Abwasserbeseitigungsplan Helme. (unveröff.)
- Walz, R., Block, N., Eichhammer, W. (1997): Grundlagen für ein nationales Indikatoren-system: Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung. Forschungsbericht Umweltbundesamt (101 050 16), Berlin. (unveröff.)
- Wanka, R. (1993): Die Wasserbeschaffenheit des Süßen Sees und seiner Zuflüsse. In: Staatliches Amt für Umweltschutz Halle (Saale) (Hg.); Der Süße See - Das blaue Auge des Mansfelder Landes. Halle: 13-17.
- WASY GmbH (1995): Quantifizierung der Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet der Bösen Sieben. Studie i.A. des STAU Halle (Saale), (Zwischenbericht). (unveröff.)
- Weiss, G., Hartenauer, K., John, H., Meyer, F., Rauchhaus, U. & Süßmuth, T. (1998): Naturschutzfachliche Untersuchungen am ehemaligen Salzigen See – Flora und Vegetation. Gutachten i. A. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. (unveröff.)
- Werner, P. C. (1998): Prognose der klimatischen Verhältnisse im Mitteldeutschen Trockengebiet (Wasserbilanz Salziger See). Stellungnahme des Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e. V. (PIK) i. A. des STAU Halle (Saale). (unveröff.)
- Werner, v., M. (1995): GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten. Diss. FU Berlin. (unveröff.)
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537.
- Wolf, P., Ostertag, S. & Eck-Düpont, M. (1989): Herkunft, Wege und Verbleib von Stickstoff und Phosphor aus der Industrie in Oberflächengewässern. F/E-Vorhaben Wasser. Forschungsbericht Umweltbundesamt (104 04, 364), Berlin. (unveröff.)
- Wöhlbier, F. (1933): Aus dem Mansfelder Seengebiet. Eisleben.

- Wüstemann, O. (1997): Mündliche Mitteilung eines regionalen Sachverständigen. Zitiert in: Zupke, U. & Wüstemann, O. (1992): Rote Liste der Fische und Rundmäuler des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1: 19-21.
- Zieschank, R., Nouhuys, v., J., Ranneberg, T. & Mulot, J.J. (1993): Vorstudie Indikatorensystem. Endbericht i. A. d. Statistischen Bundesamtes. Umweltökonomische Gesamtrechnung – Materialien, Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, 1. Wiesbaden. Zitiert in: SRU (1994: 88).
- Zinke, G. (1993): Die natürlichen Verhältnisse des Einzugsgebiets der Bösen Sieben unter Berücksichtigung der Mansfelder Seen. In: Staatliches Amt für Umweltschutz Halle (Saale) (Hg.); Der Süße See, Das Auge des Mansfelder Landes: 8-12.
- Zupke, U. (1997): Mündliche Mitteilung eines regionalen Sachverständigen. Zitiert in: Zupke, U. & Wüstemann, O. (1992): Rote Liste der Fische und Rundmäuler des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1: 19-21.

6.3 Amtliche Veröffentlichungen, Gesetze, Pläne und Programme

- BGBI (2002): Bundesgesetzblatt Teil 1, August 1957. Bonn: 1110, 1386.
- BGBI (2002): Bundesgesetzblatt Teil 1, Oktober 1976. Bonn: 3017.
- BGBI (2002): Bundesgesetzblatt Teil 1, Juni 2002. Bonn: 1914.
- BMI – Bundesministerium des Innern (1975): Mindestinhalt von Bewirtschaftungsplänen. Verwaltungsvorschrift v. 19.09.75, Gemeinsames Ministerialblatt, 29: 466ff.
- BMI – Bundesministerium des Innern (1984): Richtlinie für die Aufstellung von wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen. Verwaltungsvorschrift v. 30.05.84, Gemeinsames Ministerialblatt, 35: 239-276.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hg.) (1992): Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro – Dokumente: Klimakonvention, Konvention über die biologische Vielfalt, Rio-Deklaration, Walderklärung. Bonn.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hg.) (1996): Nachhaltigkeit der Wasserwirtschaft. Memorandum des Internationalen Symposiums am 8. und 9. Oktober 1996 in Bonn. Umwelt 11/96: 385-386.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hg.) (1997a): Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro – Dokumente: Agenda 21. Bonn.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hg.) (1997b): Umweltgesetzbuch (UGB-KomE), Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hg.) (1997c): Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro – Dokumente. Bonn

- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2000): Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland. Bericht der Bundesregierung. Berlin, <http://www.bmu.de/fset1024.php>.
- BMVEL – Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2005): Grundsätze und Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis. <http://www.verbraucherministerium.de/index-uuid=EAAA8D35C9B440D0BC96D7D552FFF621&print=yes.html>
- Bundesregierung (1986): Leitlinien zur Umweltvorsorge. BT-Drucksache, 10/870. Bonn.
- Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages (Hg.) (1994): Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Die Industriegesellschaft gestalten“. Bonn.
- Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages (Hg.) (1998): Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung. Abschlussbericht. Bonn.
- EG – Europäische Gemeinschaft (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 22.12.2000. Brüssel.
- EC – European Commission (2003a): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 8, Public Participation in relation to the Water Framework Directive. Brussels.
- EC – European Commission (2003b): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 11, Planning process. Brussels
- EU-KOM – Europäische Kommission (2000): Die Preisgestaltung als politisches Instrument zur Förderung eines nachhaltigen Umgangs mit Wasserressourcen. Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament und den Wirtschafts- und Sozialausschuss. KOM 477 v. 26.07.00.
- HELCOM – Helsinki Convention of the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area: HELCOM Recommendation 19/5; HELCOM Objective with Regard to Hazardous Substances. 19th Meeting of the Helsinki Commission, Helsinki, 23.-27.03.1998.
- 4th International Conference on the Protection of the North Sea: Esbjerg-Deklaration. Esbjerg (Danmark), 08-09.06.1995.
- IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (1993): Statusbericht Rhein. Koblenz.
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (1998a): Luftüberwachungssystem des Landes Sachsen-Anhalt; Abschlussmessbericht Amsdorf. (unveröff.)
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (1998b): Bericht über die öffentliche Wasserversorgung im Land Sachsen-Anhalt für das Jahr 1997. (unveröff.)
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (1998c): Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt Jahr 1997. Halle (Saale).
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hg.) (1981): Grundzüge der Nutzen-Kosten-Untersuchungen. Bremen.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1993a): Richtlinie für die Gebietsbezeichnung und die Verschlüsselung von Fließgewässern. Berlin.

- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1993b): Grundwasserrichtlinien für Beobachtung und Auswertung, Teil 3 – Grundwasserbeschaffenheit. Bonn.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, AK „Grundwassergüte“ (1994b): Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden. Berlin.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1996): Nationale Gewässerschutzkonzeption. Aktuelle Schwerpunkte. Beschluss der 107. LAWA-Vollversammlung am 20.09.1996.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1997a): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Bd. I, Teil I: Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen, Teil II: Erprobung von Zielvorgaben von 28 gefährlichen Wasserinhaltsstoffen in Fließgewässern. Berlin.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998a): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland; Verfahren für kleine und mittelgroße Gewässer (Vorabkopie für Schulung in NRW). Düsseldorf.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998b): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland; Chemische Gewässergüteklassifikation. Berlin.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998c): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Bd. III: Biozide und Pflanzenbehandlungsmittel. Berlin.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998d): Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen. Berlin, 6. Aufl.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998e): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Bd. II: Schwermetalle. Berlin.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000a): Gewässerstrukturgüte in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Berlin.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000b): Empfehlungen zur Optimierung des Grundwasserdienstes. Schwerin.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2002a): Ermittlung von signifikanten stofflichen Belastungen (pressures) und Beurteilung ihrer Auswirkungen (impacts) auf den Zustand der Gewässer. LAWA-UA „Stoffliche Signifikanzen“. (unveröff.)
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2002b): Kriterien zur Erhebung von signifikanten anthropogenen Belastungen und Beurteilung ihrer Auswirkungen zur termingerechten und aussagekräftigen Berichterstattung an die EU-Kommission. (unveröff.)
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2002c): Musterverordnung zur Umsetzung der Anhänge II und V der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Berlin.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. (unveröff.)

- LUA – Landesumweltamt Brandenburg (Hg.) (1996b): Basisbericht zur Grundwassergüte des Landes Brandenburg. Fachbeiträge des Landesumweltamtes Nr. 15, Potsdam.
- Meteorologischer und Hydrologischer Dienst der DDR (1955): Klimatologische Normalwerte für das Gebiet der DDR (1901-1950). Berlin.
- MUN – Ministerium für Umwelt und Naturschutz Sachsen-Anhalt (1993): Trinkwasserzielplanung des Landes Sachsen-Anhalt. Magdeburg.
- MUN – Ministerium für Umwelt und Naturschutz des Landes Sachsen-Anhalt (1994): Landschaftsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt. Magdeburg.
- MRLU – Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt (1995): Abwasserzielplanung Land Sachsen-Anhalt (Stand: 9/95). Magdeburg.
- MRLU – Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt (1996): Trinkwasserzielplanung des Landes Sachsen-Anhalt. Magdeburg.
- OSPRA – Oslo Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic: OSPAR Strategy with Regard to Hazardous Substances. Ministerial Meeting of the OSPAR Commission, Sintra, 22.-23.06.98.
- RP Halle – Regierungspräsidium Halle (1999): Abwasserbeseitigungsplan Salza. Halle (Saale)
- RP Hannover – Bezirksregierung Hannover (o.J.): Bewirtschaftungsplan Leine. Hannov.
- REP Regierungsbezirk Halle – Regionales Entwicklungsprogramm für den Regierungsbezirk Halle i.d.F. vom 30.1.1996.
- Statistisches Landesamt Sachsen-Anhalt (1997): Statistischer Bericht „Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung“. Halle (Saale).
- STAU Halle (Saale) (1997a): Gewässergütebericht (Entwurf). Halle (Saale).
- STAU Halle (Saale) (1997b): Grundwasserbeschaffenheitsbericht. Halle (Saale).
- STAU Halle (Saale) (1998): Hydrologisches Jahrbuch Regierungsbezirke Halle und Dessau (Gewässerkundlicher Landesdienst). Halle (Saale).
- MJ – Ministerium der Justiz des Landes Sachsen-Anhalt (Hg.) (1997): Regionales Teilgebietsentwicklungsprogramm für den Planungsraum Amsdorf im Regierungsbezirk Halle v. 6.2.1997. Magdeburg.

6.4 Technische Regelwerke

- ATV – Abwassertechnische Vereinigung (1977): ATV-Arbeitsblatt A 118, Richtlinien für die hydraulische Berechnung von Schmutz-, Regen- und Mischwasserkanälen. Hennef.
- ATV – Abwassertechnische Vereinigung (1990): ATV-Arbeitsblatt A 138, „Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser“. Hennef. (überarbeitet 2002)
- ATV – Abwassertechnische Vereinigung (1992): ATV-Arbeitsblatt A 128, Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Hennef.
- ATV – Abwassertechnische Vereinigung (1997): Einführung des ATV-Gewässergütemodells. Korrespondenz Abwasser (44), H 11: 2058-2061.

- ATV – Abwassertechnische Vereinigung (1995): ATV-Arbeitsblatt A 241, „Bauwerke der Ortsentwässerung; Empfehlungen und Hinweise“. Hennef.
- DIN 19700, Stauanlagen, Teil 12 (Hochwasserrückhaltebecken), Teil 14 (Sedimentrückhalteräume), (Manuskript März 2004).
- DIN 38410, Teil 2: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung; Bestimmung des Saprobienindex (2). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, 1992.
- DVWK (1994): Bewertung und Auswertung hydrochemischer Grundwasseruntersuchungen. DVWK-Materialien 1/1994. Bonn.
- TGL 27885/01 – Nutzung und Schutz der Gewässer/Stehende Binnengewässer/ Klassifizierung (Ausgabe 1982). Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR. Berlin.
- TGL 27764 – Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern. (Ausgabe 1981). Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR. Berlin.

6.5 Kartenwerke und Daten

- GLA – Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt (1995): GIS-Coverage mit Bodentypen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen. (unveröff.)
- Hydrogeologische Übersichtskarte im Maßstab 1:200.000 (HÜK200). Karte der Schutzwirkung der Grundwasserüberdeckung.
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (o.J.a): GIS-Coverages mit Interpretation der CIR-Luftbildbefliegung 1991.
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (o.J.b): Auszüge aus Erkundungsberichten für Altlastenverdachtsflächen im Bereich des wiederentstehenden Salzi- gen Sees.
- LVA – Landesamt für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (1995): TK 1:10.000 / 1:25.000 (Hardcopy); TK 1:100.00 / 1:50.000 / 1:25000 (Images). Ausgaben 1994 bzw. 1995.
- RP Halle – Regierungspräsidium Halle (o.J.): Administrative Gliederung des Bezugsraums (digital).
- Schmidt, G. (o.J.): Ablaufwerte Kläranlagen. MLU Halle-Wittenberg, Institut für Geographie.
- STAU Halle (Saale) ((1992/1993): Ökomorphologische Kartierung wichtiger Fließgewässer im Einzugsgebiet der Bösen Sieben. (unveröff.)
- STAU Halle (Saale) (1999): Ergebnisse der Bestimmung des Saprobien-Index nach DIN 38 410, Teil 2 (Messstellen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen; schriftl. Mitt.).
- STAU Halle (Saale) (o.J. a): Gütemessdaten des Landes- und Regionalmessnetzes für den Zeitraum 1992-7/1999 (schrift. Mitt.).
- STAU Halle (Saale) (o.J. b): Projektunterlagen zu Hochwasserrückhaltebecken im Bezugsraum (schrift. Mitt.).
- STAU Halle (Saale) (o.J. c): Geometrien und Daten zu den Grundwasserverhältnissen im EZG Salza (schrift. Mitt.).

7. Anhang

Anlage 1: Fließgewässer im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

Bezeichnung	Gew.- Ordng.	WG LSA	Abschnitt 1. Ordnung von ...	bis ...	Länge [km]	Bemerkung
Bach v. d. Kriegsbirken	2					
Bach v. Peterskopf	2					
Bach v. Schalksberg	2					
Bockstalbach	2					
Böse Sieben	1	(12)	ehem. Str.brücke Ziegelrode-Helbra	Mündung in den Süßen See	14,9	(einschl. Umfluter)
Dippelsbach	2					
Freßbach	2					
Glume	2					
Göhritzer Graben						
Goldgrundbach	2					
Graben v. Sandberg	2					
Griebitzschbach	2					
Hornburger Graben	2					
Hünscher Born	2					
Hüttengrundbach	2					
Klaustalgraben	2					
Kliebigsbach	2					
Kriebuschbach	2					
Kuhschluchtbach	2					
Leimbacher Graben	2					
Mägdegrundbach	2					
Mittelgraben	1	(64)	Stollengr. i. Ortslage Erdeborn	Schöpfwerk Wans- leben	6,8	
Nonnengrundbach	2					
Pietschbach	2					
Querne	1	(77)	Einmdg. Leimbacher Graben	Zusammenfluss m. Weidenbach	5,8	
Röseltalbach	2					
Rollsdorfer Mühl- graben	1	(81)	Ablauf des Süßen Sees	Mündung in die Salza	4,0	mit nördl. Ringkanal
Salza	1	(85)	Str. v. Wansleben z. Str. Seeburg-Langenb.	Mündung in die Saale	10,8	
Salzgraben	2					
Sandtalbach	2					
Sandgraben	2					
Sauggrundbach	2					
Südlicher Ringkanal	1	(99)	Nullschleuse Röblingen	Mündung in die Salza	7,0	
Topfsteingrundbach	2					
Urtalgraben	2					
Vietzbach	2					
Weida	1	(114)	Zusammenfluss von Querne u. Weidenbach	Mündung in den Mittelgraben	15,0	
Weidenbach	2					

Weitzschker Bach	2					
Wilder Graben	1	(117)	B 180, oberhalb Volkstedt	Mündung in die Böse Sieben	8,3	einschl. Umfluter
Wolferöder Bach	2					

Anlage 2: Standgewässer im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen

Bezeichnung	Bemerkung
Aselebener Flur	Überstauung durch wiederentstehenden Salzigen See
Bindersee	Überstauung durch wiederentstehenden Salzigen See
Fauler See (ehemals)	
Grottenteich	Überstauung durch wiederentstehenden Salzigen See
Hellerloch	Überstauung durch wiederentstehenden Salzigen See
Kerner See	Überstauung durch wiederentstehenden Salzigen See
Salziger See (wiederentstehend)	
Süßer See	
Tausendsee	Überstauung durch wiederentstehenden Salzigen See
Teufe	Überstauung durch wiederentstehenden Salzigen See
Teufelsspitze	Überstauung durch wiederentstehenden Salzigen See

Anlage 3: Gliederung der Einzugsgebiete der wichtigsten Gewässer

<p>EZG Beginn Salza (= Einzugsgebiet Bewirtschaftungsplan Salza)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ EZG Südl. Ringkanal (derzeit z.T. und künftig Direkt-EZG wieder entstehender Salziger See) ▪ EZG <u>wieder entstehender Salziger See</u> (Ablauf) <ul style="list-style-type: none"> ▪ EZG Weida <ul style="list-style-type: none"> - EZG Querne - EZG Leimbacher Graben - EZG Kriebuschbach - EZG Weidenbach - EZG Klaustalgraben - EZG Weitzschkerbach ▪ EZG Mittel-/Hornburger Graben ▪ Direkt-EZG wieder entstehender Salziger See ▪ EZG <u>Süßer See</u> (Ablauf) <ul style="list-style-type: none"> ▪ EZG Böse Sieben <ul style="list-style-type: none"> - EZG Vietzbach - EZG Dippelsbach - EZG Kliebigsbach - EZG Goldgrundbach - EZG Wilder Graben <ul style="list-style-type: none"> - EZG Glume - EZG Freßbach ▪ EZG Salzgraben ▪ Direkt-EZG Süßer See

Erläuterung: ▪ = Einzugsgebiete ergänzend sich vollständig zu übergeordnetem Einzugsgebiet
 - = Einzugsgebiete sind nur unvollständige Teileinzugsgebiete des übergeordneten Einzugsgebiets

**Anlage 4: Leitlinien für Umweltqualitätszielkonzept des Bewirtschaftungsplans
Salza⁸³¹**

- "Für den Schutz, die Pflege und die Entwicklung von Natur und Landschaft, insbesondere (die Erhaltung der Funktionsfähigkeit; LEP LSA) des Naturhaushalts, ... sowie des Waldes, für den Schutz des ... Wassers, ... sowie für die Sicherung der Wasserversorgung, für die Vermeidung und Entsorgung von Abwasser ... ist zu sorgen. Dabei sind auch die jeweiligen Wechselwirkungen zu berücksichtigen. Für die sparsame und schonende Inanspruchnahme der Naturgüter, insbesondere von Wasser ... ist zu sorgen (/hinzuwirken; LEP LSA)" (§ 2 (1) 8 ROG bzw. LEP LSA, 1.9).
- "Die Gewässer sind als Bestandteil des Naturhaushalts so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen einzelner dienen und dass jede vermeidbare Beeinträchtigung unterbleibt (§ 1a. (1) WHG bzw. § 1 (1) WG LSA).
- "Jedermann ist verpflichtet, bei Maßnahmen, mit denen Einwirkungen auf ein Gewässer verbunden sein können, die nach den Umständen erforderliche Sorgfalt anzuwenden, um eine Verunreinigung des Wassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu verhüten und um eine mit Rücksicht auf den Wasserhaushalt gebotene sparsame Verwendung des Wassers zu erzielen" (§ 1a (2) WHG bzw. § 2 (4) WG LSA).
- "Das Wohl der Allgemeinheit fordert insbesondere (Auszüge), dass ... 2. Hochwasserschäden und schädliches Abschwemmen von Boden verhütet wird, ... 4. die Gewässer ... vor Verunreinigungen geschützt werden, 5. die Bedeutung der Gewässer und ihrer Uferbereiche als Lebensstätte für Pflanzen und Tiere und ihre Bedeutung für das Landschaftsbild berücksichtigt werden, 6. das Wasserrückhaltevermögen und die Selbstreinigungskraft der Gewässer gesichert und, soweit erforderlich, wiederhergestellt und verbessert werden" (§2 (3) WG LSA).
- "Die Naturgüter sind, soweit sie sich nicht erneuern, sparsam zu nutzen; der Verbrauch der sich erneuernden Naturgüter ist so zu steuern, dass sie nachhaltig zur Verfügung stehen" (§2 (1) 3 BNatSchG bzw. NatSchG LSA).
- "Die Mitgliedstaaten ergreifen Maßnahmen, um im Einklang mit dieser Richtlinie die Verschmutzung der in Artikel 1 genannten Gewässer (oberirdische Binnengewässer, ..., Grundwasser; der Verf.) durch die gefährlichen Stoffe der Familien und Gruppen von Stoffen aus der Liste I im Anhang zu beseitigen, und um die Verschmutzung der genannten Gewässer durch die gefährlichen Stoffe der Familien und Gruppen von Stoffen aus der Liste II im Anhang zu verringern, wobei diese Richtlinie einen ersten Schritt zur Erreichung dieses Zieles darstellt" (Art. 2, Richtlinie des Rates betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft, 76/464/EWG) (vgl. hierzu auch Richtlinie des Rates über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe, 80/68/EWG).¹⁾
- "Pflanzenbau und Tierhaltung sollen so betrieben werden, dass nach dem Stand der Technik die natürlichen Ressourcen so gering wie möglich belastet werden, insbesondere im Hinblick auf die ... Begrenzung der Emissionen. Soweit Regeln umwelt-

⁸³¹ Entsprechend dem Verfahren zur Aufstellung des Umweltqualitätszielkonzepts beziehen sich die Angaben auf den Stand des Jahres 1999.

schonender Landwirtschaft entwickelt sind, soll sie der Landnutzer berücksichtigen" (§2 (1) 17 NatSchG LSA).

- "Zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der lebenden Ressourcen und Ökosysteme der Gewässer sowie zur Sicherung sonstiger rechtmäßiger Nutzungen der Gewässer ist es ... notwendig, die durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen verursachte oder ausgelöste Gewässerverunreinigung zu reduzieren und einer weiteren Verunreinigung vorzubeugen" (Richtlinie des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, 91/676/EWG).¹⁾
- "... Gewässer sind vor Verunreinigungen zu schützen, ihre natürliche Selbstreinigungskraft ist zu erhalten oder wiederherzustellen; nach Möglichkeit ist ein rein technischer Ausbau von Gewässern zu vermeiden und durch biologische Wasserbaumaßnahmen zu ersetzen (§2 (1) 6 BNatSchG bzw. NatSchG LSA).
- "Unter ökologischen ... Gesichtspunkten ist es erforderlich, die Fischpopulationen vor den unheilvollen Folgen des Einleitens von Schadstoffen in die Gewässer, so vor allem vor der zahlenmäßigen Verringerung und bisweilen sogar vor der Auslöschung bestimmter Arten, zu bewahren" (Begründung zur Richtlinie). "..., die Qualität von solchem fließendem oder stehendem Süßwasser zu schützen oder zu verbessern, in dem das Leben von Fischen folgender Arten erhalten wird oder, falls die Verschmutzung verringert oder beseitigt wird, erhalten werden könnte:
(-) einheimische Arten, die eine natürliche Vielfalt aufweisen, ..." (Art. 1 (3) Richtlinie des Rates über die Qualität von Süßwasser, das schutz- und verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten, 78/659/EWG).¹⁾
- "Die Fließgewässer, einschließlich ihrer Talauen, sollen zur Förderung ihrer vielfältigen günstigen Wirkungen auf Natur und Landschaft geschützt und erhalten werden" (§2 (1) 15 NatSchG LSA).
- "Um zu verhindern, dass die Umwelt durch die Einleitung von unzureichend gereinigtem kommunalem Abwasser geschädigt wird, ist grundsätzlich eine Zweitbehandlung dieses Abwassers erforderlich. In empfindlichen Gebieten ist eine weitergehende Behandlung erforderlich; ..." (Begründung zur Richtlinie des Rates über die Behandlung kommunalen Abwassers, 91/271/EWG). "Die Mitgliedstaaten stellen sicher, dass in Kanalisationen (von Gemeinden mit > 2000 EW) eingeleitetes kommunales Abwasser vor dem Einleiten in Gewässer ... einer Zweitbehandlung oder einer gleichwertigen Behandlung unterzogen wird (Art. 4, (1) Richtlinie 91/271/EWG).¹⁾
- "Zum Schutz der Umwelt ... ist es erforderlich, die Verunreinigung der Badegewässer herabzusetzen und sie vor weiterer Qualitätsverminderung zu bewahren (Begründung zur Richtlinie des Rates über die Qualität der Badegewässer, 76/160/EWG).¹⁾
- "Grundwasseränderungen, die eine Minderung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts, insbesondere der Beeinträchtigung der Lebensräume besonders geschützter Tier- und Pflanzenarten, verursachen können, sollen vermieden werden" (§2 (1) 17 NatSchG LSA).
- "... Schutz des Grundwassers vor Schadstoffen und weiteren Verunreinigungen, Erhaltung und Verbesserung der Bedingungen zur Grundwasserneubildung..." (LEP LSA, 3.8.1.1).
- "Stoffe dürfen nur so gelagert oder abgelagert werden, dass eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist" (§ 34 WHG).

Erläuterung verwendeter Abkürzungen:

- 1) Europarechtliche Vorgaben, die grundsätzlich erst über die Umsetzung in nationales Recht Rechtsverbindlichkeit erlangen. Aufgrund des Planungshorizontes der vorliegenden Studie werden die Rechtsvorschriften der EU - soweit durch nationales Recht (nicht Verwaltungsvorschriften der Länder) nicht bereits umgesetzt - ebenfalls als Vorgaben zugrunde gelegt.

ROG	=	Raumordnungsgesetz des Bundes
LEP	=	Landesentwicklungsprogramm
WHG	=	Wasserhaushaltsgesetz des Bundes
WG LSA	=	Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt
BNatSchG	=	Naturschutzgesetz des Bundes
NatSchG LSA	=	Naturschutzgesetz des Landes Sachsen-Anhalt
//EWG	=	Richtlinie des Rates der Europäischen Union

Anlage 5: Umweltqualitätsstandards für die Beschaffenheit einzelner Grundwasserleiter auf der Basis von Richt- und Grenzwerten der EU-Richtlinie 80/778/EWG, der TrinkwVO und der Empfehlungen der WHO

Parameter	Einheit	EU-Richtlinie		TrinkwVO		WHO	Umweltqualitätsstandards BP Salza		Bemerkungen
		RZ	HZK	RZ	HZK	GLV	sämtl. GWL ¹	einzelne GWL ¹	
1. Organoleptische Parameter									
Färbung	Spektr. Ad. Koeff. m ⁻¹ (Hg 436 nm)	---	---	---	0,5	---	0,5		
Trübung	NTU ≅ TE/F	---	---	---	1,5	5	1,5		
Geruchsschwellenwert	Verdünnungsfaktor	0	2 (12°C) 3 (25°C)	---	2 (12°C) 3 (25°C)	---	0		
2. Physikalisch-chemische Parameter									
Temperatur	°C	12	25	---	25	---	12		
pH-Wert	pH-Wert	6,5-8,5	9,5	---	6,5-9,5	6,5-8,5	6,5-8,5		
Leitfähigkeit	µS/cm (20°C)	400	---	---	2000 (25°C)	---	2000 (25°C)	TB1, PO: ≤ IST	nur z.T. TW-Qualität
Oxidierbark. (KMnO ₄)	mg/l O ₂	2	5	---	5	---	2		
Chlorid	mg/l Cl ⁻	25	---	---	250	250	250	TB2, CMfd: 50; (TB1), PO: ≤ IST	nur z.T. TW-Qualität
Sulfat	mg/l SO ₄ ⁻	25	250	---	240	400	240	Qp, (TB1), (TB3), PO: ≤ IST	nur z.T. TW-Qualität
Calcium	mg/l Ca	100	---	---	400	---	400	(TB1), PO: ≤ IST	nur z.T. TW-Qualität
Magnesium	mg/l Mg	30	50	---	50	---	240	Qp, TM1, PO: ≤ IST	nur z.T. TW-Qualität
Natrium	mg/l Na	20	150	---	150	---	150	Qp, LTM1, PO: ≤ IST	nur z.T. TW-Qualität
Kalium	mg/l K	10	12	---	12	---	12	Qp, PO: ≤ IST	nur z.T. TW-Qualität
Aluminium	mg/l Al	0,05	0,2	---	0,2	0,2	0,2		

3. Nährstoffe und gebundener Kohlenstoff										
Ammonium	mg/l NH ₄ ⁻	0,05	0,5	---	0,5	---	0,05			
Nitrit	mg/l NO ₂ ⁻	---	0,1	---	0,1	---	0,1			
Nitrat	mg/l NO ₃ ⁻	25	50	---	50	44	25			
Ges. org. geb. K.	mg/l C (DOC)	keine Erhöhung normale Konzentration					5			n. STAU Halle
4. Schwermetalle										
Blei	mg/l Pb	---	0,05	---	0,04	0,05	0,04			
Cadmium	mg/l Cd	---	0,005	---	0,005	0,005	0,005			
Chrom	mg/l Cr	---	0,05	---	0,05	0,05	0,05			
Eisen	mg/l Fe	0,05	0,2	---	0,2	0,3	0,2	Qp, (TM1), (TB2), (TB3), PO: ≤ IST	nur z.T. TW-Qualität	
Kupfer	mg/l Cu (n. 12 h Stagn.)	0,1 3	---	---	---	1,0 ---	0,1 ---			
Mangan	mg/l Mn	0,02	0,05	---	0,05	0,1	0,05	Qp, TB1, PO, (CMfd): ≤ IST	nur z.T. TW-Qualität	
Nickel	mg/l Ni	---	0,05	---	0,05	---	0,05			
Quecksilber	mg/l Hg	---	0,001	---	0,001	0,001	0,001			
Zink	mg/l Zn	0,1	---	5	---	5,0	0,1	(Qp), PO: 5		
5. Organische Verbindungen										
KW, Mineralöle	mg/l Petroletherext.	---	0,01	---	0,01	---	0,01			
Phenole (P.-Index)	mg/l Phenol	---	0,0005	---	0,0005	---	0,0005			
Σ PAK ²	mg/l C	---	0,0002	---	0,0002	³	0,0002			
HKW ⁴ (Σ) davon Tetrachlormethan	mg/l	0,001	---	---	0,01 0,003	⁵	< 0,01 0,003			
AOX	mg/l						0,01			
Σ PSM ⁶ , PCB, PCT davon je Substanz	mg/l	---	0,0005 0,0001	---	0,0005 0,0001	⁷	0,0005 0,0001			

6. Sonstige Stoffe								
Arsen	mg/l As	---	0,05	---	0,01	0,05	0,01	
Phosphor	mg/l P ₂ O ₅	0,4	5	---	5	---	0,4	
Oberflächenakt. St.								
a) anionisch	Methylenblauakt./	---	---	---	0,2	---	0,2	
b) nichtionisch	Bismutaktive S.	---	---	---	0,2	---	0,2	
ungelöste Stoffe		keine	---	---	---	---	keine	
7. Mikrobiologische Parameter								
E. coli	100 ml b. 36°C	---	0 / <1 ⁸	---	0	0	0	
Coliforme ⁹	100 ml b. 36°C	---	0 / <1 ⁹	---	0	0	0	
Fäkalcolititer	100 ml b. 36°C	---	0 / <1 ⁹	---	0	---	0	
Koloniezahl ¹⁰	1 b. 36 °C	5	20	---	---	---	5	
	1 b. 20 °C	20	100				20	

Abkürzungen:

RZ = Richtzahl; HZK = zulässige Höchstkonzentration; GLV = Guideline Values; GWL = Grundwasserleiter; Qp = Pleistozän; TM1 = unt. Muschelkalk; TB1 – TB3 = unt., mittl. u. oberer Buntsandstein; PO = Zechstein; CMfd = Permokarbon;

Erläuterungen:

¹ Gültigkeit der Umweltqualitätsstandards bezieht sich auf sämtliche GWL, sofern nicht für einzelne GWL aufgrund geogener bzw. irreversibler anthropogener Hintergrundwerte abweichende Werte festgelegt werden. Angaben in Klammern bedürfen der näheren Prüfung.

² Referenzstoffe: Fluoranthen, Benzo-(b)-Fluoranthen, Benzo-(k)-Fluoranthen, Benzo-(a)-Pyren, Benzo-(ghi)-Perylen, Indeno-(1,2,3-cd)-Pyren

³ Wert bezieht sich nur auf Benzo-(a)-Pyren: 0,01 µg/l

⁴ 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen, Dichlormethan, Tetrachlormethan

⁵ Werte beziehen sich auf Einzelsubstanzen (Angaben in µg/l): Chloroform: 30, Tetrachlorkohlenstoff: 3, 1,2-Dichlorethan: 10, 1,1-Dichlorethen: 0,3, Trichlorethen: 30, Tetrachlorethen: 10, Trihalomethane: no Guideline Values

⁶ Pflanzenschutzmittel: Insektizide (beständige org. Chlorverbindungen, org. Phosphorverbindungen, Carbamate), Herbizide, Akarizide, Fungizide u.ä. einschl. Haupt-Metaboliten

⁷ Werte beziehen sich auf Einzelsubstanzen (Angaben in µg/l): DDT: 1, Aldrin u. Dieldrin: 0,03, Chlordan: 0,3, Hexachlorbenzol: 0,01, Heptachlor u. Heptachlorepoxid: 0,1, Lindan: 3, Methoxychlor: 30, 2,4-D: 100

⁸ Wert ermittelt nach Membranfiltermethode / Wert ermittelt nach Mehrfachröhrenmethode (most probable number)

⁹ Grenzwert gilt als eingehalten, wenn bei hinreichender Anzahl von Proben (nach TrinkwVO n ≥ 40) in 95 v.H. (EU-Richtlinie, TrinkwVO) bzw. 98 v.H. (WHO) der Proben keine coliformen Keime nachgewiesen werden.

¹⁰ Werte aus EU-Richtlinie beziehen sich auf Wasser in verschlossenen Behältnissen (ZHK innerhalb 12 h nach Abfüllen und Aufbewahrung bei konstanter Temperatur zu messen); Werte der TrinkwVO auf Methode nach Anlage 1, Ziff. 5.