UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 299 21 289
UBA-FB 000221

Texte
12/02
ISSN
0722-186X

Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz

von

Eberhard Böhm
Thomas Hillenbrand
Joachim Liebert
Joachim Schleich
Rainer Walz

Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung,
Karlsruhe

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei
Vorauszahlung von 10,00 €
durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und
Vollständigkeit der Angaben sowie für
die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: http://www.umweltbundesamt.de

Redaktion: Fachgebiet II 3.2
Bernd Mehlhorn

Berlin, April 2002

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB	2.	3.

4. Titel des Berichts
Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz

5. Autor(en), Name(n), Vorname(n)

6. Durchführende Institution (Name, Anschrift)

Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung
Breslauer Strße 48, 76139 Karlsruhe

7. Fördernde Institution (Name, Anschrift)

Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin

8. Abschlussdatum
31. August 2001

9. Veröffentlichungsdatum

10. UFOPLAN-Nr.
299 21 289

11. Seitenzahl
254 und 90 Seiten Anhang

12. Literaturangaben
308 und 73 im Anhang

13. Tabellen und Diagramme
80 und 12 im Anhang

14. Abbildungen
53 und 21 im Anhang

15. Zusätzliche Angaben

16. Kurzfassung

Das Vorhaben hatte zum Ziel, anknüpfend an das Projekt "Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft" (UBA-Texte 25/99), für besonders wichtige Zielbereiche des Gewässerschutzes die methodische Basis für die Abschätzung kurz- bis mittelfristiger Wirkungen zu verbessern und für diese Bereiche die aktuellen Kenntnisse zu den Kosten und Wirkungen systematisch auszuwerten. Insbesondere für die Schwerpunkte Siedlungsentwässerung, Landwirtschaft und Verbesserung der Gewässerstruktur konnten damit Aussagen zur Kosten-Wirksamkeit unterschiedlicher Maßnahmen zum Gewässerschutz getroffen werden, die ein wesentliches Element der Priorisierung denkbarer Maßnahmen sein können. Gegenstand der Untersuchung waren Maßnahmen auf nationaler Ebene, jedoch können die erarbeiteten Methoden und Daten auch als Orientierung für das Erstellen von Maßnahmenplänen für einzelne Flusseinzugsgebiete dienen.

17. Schlagwörter

Nachhaltige Wasserwirtschaft, Gewässerschutz, Maßnahmenpläne, Flussgebietsmanagement, Kosten-Wirksamkeitsanalysen, Bewertungsmethoden, Siedlungsentwässerung, Landwirtschaft, Gewässerstruktur, Hochwasserschutz, Einträge von Nährstoffen und Schwermetallen, Dächer, Dachmaterialien

18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB	2.	3. Water Ressources Management

4. Report Title
Cost-Effectiveness of Sustainable Measures for Water Protection

5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s)

6. Performing Organisation (Name, Address)

Fraunhofer-Institute Systems and Innovation Research
Breslauer Straße 48, D-76139 Karlsruhe

7. Sponsoring Agency (Name, Address)

Federal Environmental Agency,
PO Box 33 00 22, D-14191 Berlin

8. Report Date
31st August 2001

9. Publication Date

10. UFOPLAN-Ref. No.
299 21 289

11. No. of Pages
254, appendix 90 pages

12. No. of Reference
308, appendix 73 references

13. No. of Tables, Diagrams
80, appendix 12 tables

14. No. of Figures
53, appendix 21 figures

15. Supplementary Notes

16. Abstract

The study continues the project "Environmental Action Plan for Sustainable Water Resources Management" (UBA-Texte 25/99). The methodological basis in high-priority fields of water protection is improved and the available knowledge with regard to costs and effectiveness of the measures is evaluated systematically. Especially for the fields urban waste water, agriculture and morphological water structures the cost-effectiveness of different measures could be assessed. The results may be an important item for priority setting among different measures on a national basis. On the other hand these methods and data may be helpful for action plans in river basin management as well.

17. Keywords

Sustainable water resources management, water protection, environmental action plans, river basin management, cost-effectiveness analyses, valuation methods, urban waste water, agriculture, morphological water structures, flood protection, emissions of nutrients and heavy metals, roofs, roofing materials

18. Price	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

0 Zusammenfassung 1

1 Einleitung 9

2 Grundlagen 12

2.1 Überblick über Bewertungsmethoden 12
2.1.1 Kosten-Nutzenanalyse 12
2.1.2 Kosten-Wirksamkeitsanalyse 19
2.1.3 Nutzwertanalyse 20
2.2 Betrachtungsebene und Kostenbegriff 23
2.2.1 Akteurs- und Analyseebenen 23
2.2.2 Probleme bei der Erfassung von Kosten 25
2.3 Schlussfolgerungen für die Erstellung von Kosten-Wirksamkeitsrelationen 27

3 Kosten-Wirksamkeitsabschätzungen für Maßnahmen im Bereich Siedlungsentwässerung 30

3.1 Kosten-Wirksamkeit weitergehender Maßnahmen im Bereich kommunaler Kläranlagen (Erweiterung des Anhang 1 der AbwV nach WHG) 30
3.1.1 Beschreibung der Maßnahmen 30
3.1.2 Wirkungen 32
3.1.3 Kosten und Kosten-Wirksamkeit 38
3.2 Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbehandlung und –bewirtschaftung 42
3.2.1 Beschreibung der Maßnahmen 43
3.2.2 Wirkungen der Maßnahmen 49
3.2.2.1 Qualitative Beschreibung der Wirkungen 49

3.2.2.2 Beschreibung bisheriger Ansätze zur Berechnung von Emissionen 53
3.2.2.3 Ansatz zur Bewertung der Wirkung von Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung und -bewirtschaftung 62
3.2.3 Kosten und Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen 71
3.3 Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich Kanalinspektion und -sanierung 96
3.3.1 Wirkungen 97
3.3.2 Kosten und Kosten-Wirksamkeit 99
3.4 Aggregation der Einzelergebnisse für die einbezogenen Schwermetalle 100
3.5 Überblick über die Maßnahmen im Bereich Siedlungsentwässerung 104

4 Kosten-Wirksamkeitsabschätzungen für Maßnahmen zur Minderung von Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft 112

4.1 Hintergrund und Vorgehensweise 112
4.1.1 Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft und Randbedingungen für deren Minderung 112
4.1.2 Phospateinträge aus der Landwirtschaft und Minderungsmöglichkeiten 120
4.2 Verstärkte Beratung der Landwirte 125
4.2.1 Auswirkungen auf die Reduktion von Stickstoffeinträgen 125
4.2.2 Beratung an erosionsgefährdeten Standorten und Auswirkungen auf die Phosphateinträge 127
4.3 Flächenweite Verschärfung der Düngeverordnung 129
4.4 Weitergehende Bewirtschaftungsauflagen für besonders schützenswerte Flächen 132
4.4.1 Auswirkung von Bewirtschaftungsauflagen auf die Reduktion von Stickstoffeinträgen 133
4.4.2 Bewirtschaftungsauflagen für erosionsgefährdete Standorte und Auswirkungen auf die Phosphateinträge 135
4.5 Abgabe auf Stickstoffmineraldünger 136
4.6 Erhöhung der Flächenbindung in der Tierhaltung 139

4.6.1 Reduktion von Stickstoffeinträgen durch Flächenbindung in der Tierhaltung 139

4.6.2 Flächenbindung der Tierhaltung in Gebieten mit hohen P-Einträgen über Drainagen und das Grundwasser 141

4.7 Verstärkte Umstellung auf ökologische Landwirtschaft 142

4.8 Diskussion der Ergebnisse 144

5 Kosten-Wirksamkeitsabschätzungen für Maßnahmen im Bereich der Gewässerstruktur 148

5.1 Einleitung 148

5.2 Bewertungsverfahren für die Gewässerstrukturgüte 149

5.3 Analyse der typischen Gewässerstrukturgütedefizite 152

5.4 Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte 162

5.4.1 Grundprinzipien der Gewässerrenaturierung 162

5.4.2 Festlegung möglicher Renaturierungsansätze 163

5.4.3 Definition und Beschreibung der Renaturierungsansätze 165

5.5 Kosten-Wirksamkeitsanalysen für die Renaturierungsansätze 175

5.5.1 Erläuterungen zur Methodik 175

5.5.2 Datengrundlage 177

5.5.3 Aufarbeitung der Kostendaten 178

5.5.4 Aufarbeitung der Wirkungsdaten 181

5.5.5 Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse 184

5.5.6 Fazit 185

6 Qualitative Einschätzungen zur Kosten-Wirksamkeit von ausgewählten schwer quantifizierbaren Maßnahmen 188

6.1 Natürliche, dezentrale Maßnahmen für den Hochwasserschutz 188

6.1.1 Entstehung von Hochwasser 188

6.1.2 Einflüsse anthropogener Eingriffe in den Naturhaushalt auf den Hochwasserabfluss (Urbanisierung/Flurbereinigung/Gewässerausbau) 190
6.1.3 Strategien zum Hochwasserschutz 193
6.1.4 Maßnahmen des natürlichen, dezentralen Hochwasserschutzes 194
6.1.5 Möglichkeiten der Abschätzung von Wirkungen natürlicher, dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen 196
6.1.5.1 Allgemeine Aussagen zur Wirkungsweise 196
6.1.5.2 Konkrete Wirkungsabschätzung von (einzelnen) Maßnahmen des dezentralen Hochwasserschutzes (natürlicher Wasserrückhalt im Einzugsgebiet) 199
6.1.6 Kostenangaben zu den Maßnahmen des dezentralen Hochwasserschutzes 204
6.1.7 Quantifizierung von Hochwasserschäden 206
6.1.8 Ökonomische Bewertung von Hochwasserschutzwirkungen 207
6.1.9 Kosten-Wirksamkeitsanalysen in der Praxis 207
6.1.10 Zusammenfassende Schlussfolgerungen 210
6.2 Informatorische Maßnahmen zur Verringerung von Kupfer- und Zinkeinträgen aus der Außenverwendung im Baubereich 213

7 Schlussfolgerungen 220

8 Literaturverzeichnis 225

8.1 Literatur zu Kapitel 1 und 2 225
8.2 Literatur zu Kapitel 3 232
8.3 Literatur zu Kapitel 4 240
8.4 Literatur zu Kapitel 5 245
8.5 Literatur zu Kapitel 6 und 7 249

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 0-1: Schematischer Überblick über die Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verminderung von Stickstoffeinträgen in Gewässer 6

Abbildung 0-2: Schematischer Überblick über die Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verminderung von Phosphoreinträgen in Gewässer 6

Abbildung 2.1-1: Verfahrensschritte für eine Kosten-Nutzenanalyse 16

Abbildung 2.1-2: Zusammensetzung des ökonomischen Gesamtnutzens 17

Abbildung 2.1-3: Verfahrensschritte einer Nutzwertanalyse 22

Abbildung 3.1-1: Phosphor-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen in Baden-Württemberg 34

Abbildung 3.2-1: Konzepte der Regenwasserbewirtschaftung in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit des anstehenden Bodens und der Flächenverfügbarkeit 45

Abbildung 3.2-2: Aufbau eines Retentionsbodenfilters im Mischsystem 48

Abbildung 3.2-3: Herkunftsbereiche und Eintragspfade für Schwermetalle aus diffusen Quellen der Siedlungsentwässerung 53

Abbildung 3.2-4: Entlastungsfrachtkomponente e_F in Abhängigkeit von e_v am Beispiel von N_{ges} und Zn 61

Abbildung 3.2-5: Spezifische Kosten für die Errichtung von Regenüberlaufbecken und Stauraumkanälen in Abhängigkeit vom Beckenvolumen 72

Abbildung 3.2-6: Spezifische Baukosten geschlossener Regenüberlaufbecken aus Stahlbeton 74

Abbildung 3.2-7: Spezifische Baukosten des Kanalvolumens in Abhängigkeit vom Rohrdurchmesser 74

Abbildung 3.2-8: Spezifische Investitionskosten (Bau und Ausrüstung) für Stauraumkanäle, Rechteckbecken und Rundbecken in Abhängigkeit vom Nutzvolumen 75

Abbildung 3.2-9: Spezifische Baukosten von geschlossenen Regenklärbecken in Betonbauweise 78

Abbildung 3.2-10: Spezifische Baukosten von Bodenfiltern in Abhängigkeit vom Retentionsvolumen 80

Abbildung 3.2-11: Spezifische Baukosten verschiedener Versickerungsverfahren bezogen auf die angeschlossene befestigte Fläche 85

Abbildung 3.2-12: Spezifische Investitionskosten verschiedener Versickerungsverfahren in Abhängigkeit vom Durchlässigkeitsbeiwert 86

Abbildung 3.2-13: Spezifische Baukosten von Versickerungsanlagen in Abhängigkeit vom Durchlässigkeitsbeiwert 87

Abbildung 3.2-14: Vergleich der Investitionskosten von konventioneller und ortsnaher Regenwasserentsorgung 91

Abbildung 3.4-1: Schema zur Ableitung der notwendigen Emissionsminderung am Beispiel Cadmium 102

Abbildung 3.5-1: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsberechnungen für die Verringerung der Phosphor-Emissionen unter (a) unterschiedlichen und (b) nur unter jeweils günstigen Randbedingungen 110

Abbildung 3.5-2: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsberechnungen für die Verringerung der Schwermetall-Emissionen unter (a) unterschiedlichen und (b) nur unter jeweils günstigen Randbedingungen 111

Abbildung 4.1-1: Stickstoffeinträge in Deutschland nach Eintragspfaden für den Zeitraum 1993 – 1997, sowie deren Veränderung zum Zeitraum 1983 - 1987 113

Abbildung 4.1-2: Ursache für Kostenunterschiede zwischen Maßnahmen zur Reduktion der Schadstoffeinträge 118

Abbildung 4.1-3: Phosphateinträge in Deutschland nach Eintragspfaden für den Zeitraum 1993 – 1997, sowie deren Veränderung zum Zeitraum1983 - 1987 122

Abbildung 4.8-1: Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffeinträgen aus der Landwirtschaft 147

Abbildung 4.8-2: Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Phosphoreinträgen aus der Landwirtschaft 147

Abbildung 5.2-1: Verfahrensübersicht der LAWA-Gewässerstrukturgütebewertung 151

Abbildung 5.3-1: Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung (LAWA-Verfahren) aus Rheinland-Pfalz und Hessen 152

Abbildung 5.3-2: Typische Formelemente eines Auebachs 154

Abbildung 5.3-3: Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung in Hessen für den Einzelparameter 'Profiltyp' 155

Abbildung 5.3-4: Korrelation der Taxazahl des Makrozoobenthos mit der Sohlenstruktur 156

Abbildung 5.3-5: Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung in Hessen für den Einzelparameter 'Gewässerrandstreifen' 158

Abbildung 5.3-6: Verteilung der Gewässerstrukturgüte in Hessen – Siedlungsbereiche 160

Abbildung 5.3-7: Verteilung der Gewässerstrukturgüte in Hessen – freie Landschaft 160

Abbildung 5.4-1: Übersicht möglicher (Einzel-) Maßnahmen und Zuordnung zu einer übergeordneten Renaturierungsmethodik 163

Abbildung 5.4-2: Raum-Zeit-Modell der Gewässerentwicklung 173

Abbildung 5.4-3: Trendabschätzung der Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässerabschnittes 174

Abbildung 5.5-1: Vergleich des Ablaufschemas der Nutzwertanalyse (NWA I) und des LAWA-Gewässerstrukturgütebewertungsverfahrens 176

Abbildung 5.5-2: Bandbreiten der Investitionskosten von Beispielrenaturierungsprojekten in Hessen 179

Abbildung 5.5-3: Durchschnittliche Bandbreiten der Investitionskosten der Renaturierungsansätze 181

Abbildung 5.5-4: Durchschnittliche Wirkungsbandbreiten der Renaturierungsansätze für den kurz- bis mittelfristigen Betrachtungszeitraum (1 – 20 Jahre) 183

Abbildung 5.5-5: Durchschnittliche Wirkungsbandbreiten der Renaturierungsansätze für die längerfristige Tendenz (> 20 Jahre) 183

Abbildung 5.5-6: Durchschnittliche Kosten- Wirksamkeitsbandbreiten der Renaturierungsansätze für einen kurz- bis mittelfristigen Zeitraum sowie eine langfristige Prognose 184

Abbildung 6.1-1: Natürliche und anthropogene Ursachen der Hochwasserentwicklung 189

Abbildung 6.1-2: Unterteilung der Schadensarten 193

Abbildung 6.1-3: Anteil des durch versiegelte Flächen zum Oberflächenabfluss kommenden Wassers 196

Abbildung 6.1-4: Ergebnisse der Niederschlags-Abfluss-Modellierung für das Emschergebiet: Prozentuale Abminderung von Spitzenabflüssen und Volumenabminderung am Gebietsende 198

Abbildung 6.1-5: Zusammenhang zwischen Niederschlagsabfluss und Bodenbewirtschaftung 201

Abbildung 6.1-6: Zusammenhang zwischen der Lage der Bebauung im Flusseinzugsgebiet und der Abflusswelle 202

Abbildung 6.1-7: Übersicht zur qualitativen Einschätzung der Wirkungen unterschiedlicher Maßnahmen des natürlichen, dezentralen Hochwasserschutzes 203

Abbildung 6.1-8: Wirkbereiche der Retentionsmaßnahmen im Hessischen Ried 210

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1-1: Mittlere Schwermetall-Ablaufkonzentrationen kommunaler Kläranlagen 38

Tabelle 3.1-2: Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Abwasserdesinfektion bzgl. hygienisiertem Abwasser, eliminiertem Phosphor und Kupfer 41

Tabelle 3.1-3: Abschätzung der Kosten-Wirksamkeit der Membran-Verfahren bzgl. einer zusätzlichen Schwermetallelimination 41

Tabelle 3.2-1: Kennzahlen des Entwässerungssystems Ense-Bremen für den unbewirtschafteten und den bewirtschafteten Betriebszustand 43

Tabelle 3.2-2: Haupttypen von Versickerungsanlagen 45

Tabelle 3.2-3: Probleme, Ursachen und mögliche Maßnahmen im Zusammenhang mit der Siedlungsentwässerung bei Regenwetter 51

Tabelle 3.2-4: Gesamtübersicht über die in Gewässer eingeleiteten Frachten in Deutschland für den Bezugszeitraum 1993-1997 aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Eintragspfaden 51

Tabelle 3.2-5: Typische Bemessungsparameter zur Ermittlung des Beckenvolumens nach ATV-A 128 54

Tabelle 3.2-6: Mittlere Nährstoffkonzentrationen im Entlastungsabfluss aus Mischwasserkanalisationen in Abhängigkeit vom Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung 55

Tabelle 3.2-7: Funktionen zur Berechnung der Nährstoffkonzentrationen und -frachten im Entlastungsabfluss aus Misch- und Trennsystemen 55

Tabelle 3.2-8: Zusammenstellung unterschiedlicher Angaben zum flächenspezifischen Abtragspotenzial urbaner befestigter Flächen 56

Tabelle 3.2-9: Einwohnerspezifische Schwermetallabgabe 57

Tabelle 3.2-10: Grobe Abschätzung der Schwermetallkonzentrationen in gewerblichem Abwasser 57

Tabelle 3.2-11: Berechnete Schwermetallkonzentrationen im Mischwasserüberlauf und aktuelle Messwerte aus der Literatur 58

Tabelle 3.2-12: Funktionen für die Entlastungsfrachtkomponente eF 61

Tabelle 3.2-13: Flächenspezifische Stoffabtragspotenziale von undurchlässigen urbanen Flächen infolge Niederschlagsabfluss 62

Tabelle 3.2-14: Angaben zum Wirkungsgrad (η_{RKB}) von Regenklärbecken 62

Tabelle 3.2-15: Verwendete flächenspezifische Stoffabtragspotenziale von undurchlässigen, urbanen Flächen 65

Tabelle 3.2-16: Verwendete Durchschnittskonzentrationen im Ablauf kommunaler Kläranlagen 65

Tabelle 3.2-17: Spezifische Wirkung unter günstigen, mittleren und ungünstigen Verhältnissen für den Zubau von Regenüberlaufbecken in Mischsystemen 66

Tabelle 3.2-18: Spezifische Wirkung unter günstigen, mittleren und ungünstigen Verhältnissen für den Zubau von Regenklärbecken in Trennsystemen 66

Tabelle 3.2-19: Stofflicher Wirkungsgrad von Bodenfiltern 67

Tabelle 3.2-20: Spezifische Wirkung unter günstigen, mittleren und ungünstigen Verhältnissen für den Einsatz von Bodenfiltern im Misch- bzw. Trennsystem 69

Tabelle 3.2-21: Spezifische Wirkung unter günstigen, mittleren und ungünstigen Verhältnissen für die Abkopplung von Flächen durch Entsiegelung oder Versickerung 71

Tabelle 3.2-22: Spezifische Kosten für die Errichtung von Niederschlagswasserbehandlungsanlagen unterschiedlicher Bauform 73

Tabelle 3.2-23: Verwendete Kostendaten für den Bau von Regenüberlaufbecken 76

Tabelle 3.2-24: Annuität, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit für Phosphor und Kupfer für die Maßnahme "Bau von Regenüberlaufbecken" 76

Tabelle 3.2-25: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse für die Maßnahme "Bau von Regenüberlaufbecken" 77

Tabelle 3.2-26: Annuität, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit für Phosphor und Kupfer für die Maßnahme "Bau von Regenklärbecken" 77

Tabelle 3.2-27: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse für die Maßnahme "Bau von Regenklärbecken" 78

Tabelle 3.2-28: Verwendete spezifische Kostendaten für den Bau von Bodenfilteranlagen 81

Tabelle 3.2-29: Annuität, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit für Phosphor und Kupfer für die Maßnahme "Bau von Bodenfiltern" 82

Tabelle 3.2-30: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse für die Maßnahme "Bau von Bodenfiltern" 82

Tabelle 3.2-31: Wesentliche Einflussgrößen auf die Kosten der Regenwasserbewirtschaftung 84

Tabelle 3.2-32: Kosten der Regenwasserversickerungsverfahren 85

Tabelle 3.2-33: Spezifische Kosten für Wartungs- und Pflegearbeiten von Versickerungsanlagen 88

Tabelle 3.2-34: Unterhaltungskosten von vernetzten Mulden-Rigolen-Systemen 89

Tabelle 3.2-35: Nutzungsdauern von Versickerungsanlagen 89

Tabelle 3.2-36: Spezifische Baukosten für befestigte Versickerungsflächen 92

Tabelle 3.2-37: Verwendete Kostendaten für die Entsiegelung bzw. Versickerung von Regenwasser im Bestand 94

Tabelle 3.2-38: Annuität, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit für Phosphor und Kupfer für die Maßnahme "Abkopplung von Flächen durch Entsiegelung oder Versickerung" 95

Tabelle 3.2-39: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse für die Maßnahme "Abkopplung von Flächen durch Entsiegelung oder Versickerung" 96

Tabelle 3.3-1: Spezifische Kostendaten und Kosten-Wirksamkeit bzgl. der Verringerung von P- und Cu-Emissionen für Kanalsanierungsmaßnahmen zur Reduzierung der Fremdwassermenge in Mischsystemen 100

Tabelle 3.3-2: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse für die Maßnahme "Kanalsanierungsmaßnahmen zur Reduzierung der Fremdwassermenge in Mischsystemen" 100

Tabelle 3.4-1: Güteklassifikation Emissionsinventarergebnisse und daraus abgeleiteter Cadmium-Äquivalenzfaktor 102

Tabelle 3.4-2: Ergebnisse der weitergehenden Wirksamkeitsberechnungen für die Verringerung der Schwermetallemissionen 103

Tabelle 3.5-1: Überblick über die einbezogenen und die sonstigen Wirkungen der Maßnahmen im Bereich Siedlungswasserwirtschaft 104

Tabelle 3.5-2: Überblick über günstige Randbedingungen für die Kosten-Wirksamkeit der analysierten Maßnahmen im Bereich Siedlungswasserwirtschaft 105

Tabelle 3.5-3: Beschreibung typischer Anwendungsfälle für den Einsatz der untersuchten siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen 106

Tabelle 3.5-4: Konsequenzen der Randbedingungen für den Einsatz der untersuchten siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen 107

Tabelle 3.5-5: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsberechnungen für die Verringerung der Stickstoff-, Phosphor- und Schwermetallemissionen 109

Tabelle 4.1-1: Übersicht über veränderte Produktionsweisen zur Verringerung landwirtschaftlicher Phosphateinträge in die Gewässer 123

Tabelle 4.2-1: Kosten-Wirksamkeit von Beratungsmaßnahmen zur Reduktion der Stickstoffeinträge 127

Tabelle 4.2-2: Kosten-Wirksamkeit von Beratungsmaßnahmen zur Reduktion der Phosphateinträge 129

Tabelle 4.3-1: Kosten-Wirksamkeit von flächendeckender Weiterentwicklung der Düngeverordnung zur Reduktion der Stickstoffeinträge 130

Tabelle 4.4-1: Kosten-Wirksamkeit von Bewirtschaftungsauflagen zur Reduzierung des N-Eintrags aus sensiblen Flächen 134

Tabelle 4.4-2: Prämien unterschiedlicher Umweltagrarprogramme 135

Tabelle 4.4-3: Kosten-Wirksamkeit von Bewirtschaftungsauflagen zur Reduktion des P-Eintrags aus erosionsgefährdeten Flächen 136

Tabelle 4.5-1: Kosten-Wirksamkeit einer Abgabe auf Stickstoffmineraldünger 138

Tabelle 4.6-1: Kosten-Wirksamkeit der Reduktion von Stickstoffeinträgen durch Flächenbindung der Tierhaltung (Anpassungsvariante Gülletransport) aus Sicht der betroffenen Betriebe 141

Tabelle 4.6-2: Kosten-Wirksamkeit der Flächenbindung der Tierhaltung in Hochmoorgebieten 142

Tabelle 4.7-1: Kosten-Wirksamkeit der Reduktion von Stickstoffeinträgen durch verstärkte Förderung des ökologischen Landbaus 144

Tabelle 4.8-1: Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft 146

Tabelle 5.2-1: Übersicht über das Parametersystem des LAWA-Bewertungsver-fahrens und die Zuordnung der Aggregationsebenen 150

Tabelle 5.3-1: Übersicht der ausgewählten Beispielindikatoren für die Defizitanalyse der Gewässerstrukturgüte in Hessen 153

Tabelle 5.3-2: Übergeordnete und untergeordnete (abhängige) Strukturdefizite bzw. - parameter 159

Tabelle 5.4-1: Zuordnung der Renaturierungsansätze zu den identifizierten Hauptdefiziten der Gewässerstruktur 171

Tabelle 5.4-2: Randbedingungen als Entscheidungskriterien zur Auswahl des Renaturierungsansatzes 172

Tabelle 5.4-3: Entwicklungsdauer von Gewässerstrukturen 174

Tabelle 5.5-1: Übersicht der Datengrundlage zur Kosten-Wirksamkeitsanalyse 178

Tabelle 6.1-1: Möglichkeiten und Ansatzpunkte des natürlichen, dezentralen Hochwasserschutzes 195

Tabelle 6.1-2: Maßnahmenbündel der Szenarien Dezentraler Hochwasserschutz 195

Tabelle 6.1-3: Hochwasserschutzeffekte und geschätzter Aufwand der Maßnahmen (1) und (2) des "Aktionsplans Hochwasser" der IKSR 199

Tabelle 6.1-4: Kostenschätzung für die Maßnahmen des Aktionsplanes Hochwasser für das Rheingebiet 205

Tabelle 6.1-5: Hochwasser- und Überschwemmungsschäden der Gebäudeversicherung Baden-Württemberg 206

Tabelle 6.1-6: Zusammenstellung der ökonomischen bewertbaren Nutzungsarten im Hochwasserschutz 207

Tabelle 6.1-7: Grobe Charakterisierung der Vor- und Nachteile unterschiedlicher Hochwasserschutzmaßnahmen 208

Tabelle 6.1-8: Abschätzung der Realisierbarkeit, Kosten und Effektivität von Hochwasserschutzmaßnahmen 209

Tabelle 6.2-1: Abschwemmraten für Kupfer von geneigten Flächen nach verschiedenen Literaturangaben 215

Tabelle 6.2-2: Abschwemmraten für Zink von geneigten Flächen nach verschiedenen Literaturangaben 216

0 Zusammenfassung

Trotz der in den letzten zwanzig Jahren erzielten Erfolge im Gewässerschutz ist insbesondere unter Vorsorgeaspekten weiterer Handlungsbedarf offensichtlich. Im Hinblick auf international vereinbarte Zielvorgaben und aufgrund der Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union sind vor allem Anstrengungen zur Verbesserung der Gewässergüte (Reduktion der Einträge von Nährstoffen und gefährlichen Stoffen) sowie zur Verbesserung der Strukturgüte der Gewässer erforderlich.

Ein effizientes Vorgehen mit dem Ziel eines nachhaltigen Gewässerschutzes in Deutschland erfordert die Erarbeitung eines Maßnahmenplans, der die einzelnen Maßnahmen zum Erreichen der Zielsetzungen im Gewässerschutz aufeinander abstimmt und Handlungsschwerpunkte ausweist. Ein **sektoraler Maßnahmenplan für die Wasserwirtschaft** würde der Vorgehensweise entsprechen, die für den Bereich Klimaschutz mit der Entwicklung eines geeigneten Maßnahmenplans bereits realisiert wurde. Vor diesem Hintergrund wurde in einem früheren Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes als Ausgangsbasis für die weitere fachliche und politische Diskussion ein "Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft" (UBA-Texte 25/99) erarbeitet, der für unterschiedliche Handlungsfelder des Gewässerschutzes über siebzig mögliche Maßnahmen ermittelt und nach einem einheitlichen Schema beschrieben und charakterisiert hat. Zielsetzung dieses Maßnahmenplans war es, die ausgewählten Maßnahmenvorschläge in weiteren Schritten in der Fachöffentlichkeit zu diskutieren, sie zu detaillieren und weiterzuentwickeln, um daraus schließlich in der politischen Diskussion Prioritäten für einen Maßnahmenplan ableiten zu können.

Bei der **Priorisierung unterschiedlicher Maßnahmen** ist die Minimierung der hierfür erforderlichen Kosten beziehungsweise die Maximierung der positiven Umweltwirkungen mit einem festgelegten Budget ein sehr wesentliches Element. Die Arbeiten am "Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft" machten aber deutlich, dass in einzelnen Handlungsfeldern erhebliche methodische Probleme bestehen, die Umweltwirkungen einzelner Maßnahmen zu quantifizieren. Außerdem zeigte sich, dass für die Abschätzung der Kosten unterschiedlicher Maßnahmen vielfach nur unzureichende und teilweise auch widersprüchliche Informationen vorlagen, die im Rahmen des früheren Vorhabens nicht systematisch aufgearbeitet und eingeordnet werden konnten. Daher hat das Umweltbundesamt das Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung mit diesem Folgevorhaben beauftragt, in dem für besonders wichtige Zielbereiche des Gewässerschutzes die **methodische Basis für die Abschätzung von** kurz- bis mittelfristigen **Umweltwirkungen** verbessert sowie die **aktuellen Ergebnisse** von Untersuchungen **zu den Kosten und Wirkungen aufgearbeitet** und mit Experten für diese Themenbereiche diskutiert und abgeglichen werden sollten. Obwohl dieses Vorhaben mögliche

Maßnahmen auf nationaler Ebene zum Untersuchungsgegenstand hat, sollte auch die prinzipielle Verwendbarkeit von Daten und Methoden für das Erarbeiten von Maßnahmenplänen auf Flussgebietsebene im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie der EU berücksichtigt werden.

Zur Bewertung umweltpolitischer Maßnahmen werden national und international insbesondere die Bewertungsansätze Kosten-Nutzenanalyse, Kosten-Wirksamkeitsanalyse sowie die Nutzwertanalyse thematisiert. Im methodischen Einführungskapitel werden diese Ansätze im Hinblick auf ihre Anwendbarkeit im Gewässerschutz sowie grundlegende Probleme und Anforderungen bei der Erfassung und Quantifizierung von Kosten diskutiert. **Kosten-Nutzenanalysen** stellen hohe Anforderungen an die Verfügbarkeit und Qualität der Daten, wobei insbesondere der Nutzen, d. h. die **Umweltentlastung einer Maßnahme in Geldeinheiten** angegeben werden muss. Hierbei bestehen erhebliche methodische Probleme insbesondere aufgrund naturwissenschaftlicher Wissensgrenzen bei den Dosis-Wirkungs-Beziehungen bei Langzeiteffekten, bezüglich der Regenerationsfähigkeit der Umwelt oder im Hinblick auf die Eintrittswahrscheinlichkeit von Ereignissen. Zudem müssen bei den Ansätzen zur monetären Bewertung ethische Grundentscheidungen (z. B. bezüglich der Bewertung von Menschenleben) getroffen werden, die dazu führen können, dass sich die Ergebnisse entsprechender Monetarisierungen um Größenordnungen unterscheiden. Die Methode stellt zwar ein geschlossenes, umfassendes Konzept dar, die Operationalisierung ist aber in Feldern mit komplexen Wirkungsketten äußerst schwierig.

Methodisch einfacher zu handhaben ist die **Kosten-Wirksamkeitsanalyse**, da die Abschätzung der Wirkung einer Maßnahme (Umweltbelastung) nicht in Geldeinheiten vorgenommen werden muss. Die **monetären Kosten** werden dabei in Beziehung zu **nicht monetär bewerteten Maßnahmen** gesetzt. Im Falle von Stoffeinträgen in die Gewässer sind dies physikalische Einheiten (vermiedene Einträge von Nährstoffen oder gefährlichen Stoffen in kg). Für den Fall der nichtmonetären Bewertung einer Verbesserung der Gewässerstrukturgüte musste hingegen erst ein Bewertungsansatz entwickelt werden (vgl. die Ausführungen weiter unten). Kosten-Wirksamkeitsanalysen setzen allerdings die **Festlegung von Zielvorgaben** voraus, d. h. die möglichen Maßnahmen werden im Hinblick auf das Erreichen eines exogen vorgegebenen Ziels verglichen (maximale Verbesserung in Richtung eines vorgegebenen Ziels mit den eingesetzten Mitteln oder Erreichen des Umweltziels mit minimalem Mitteleinsatz). Die Zielvorgabe kann durch ökologische Notwendigkeiten festgelegt werden oder das Ergebnis politischer Prozesse, nationaler Gesetzgebung oder internationaler Abkommen sein. In den in dem Vorhaben behandelten wichtigen Bereichen des Gewässerschutzes existieren entsprechende Zielvorgaben, so dass die Kosten-Wirksamkeitsanalyse als Methode zum Maßnahmenvergleich innerhalb der unterschiedlichen Zielbereiche des Gewässerschutzes eingesetzt werden kann. Ein Vergleich von Maßnahmen für unterschiedliche Zielbereiche ist hiermit allerdings nicht möglich.

Im Unterschied zur Kosten-Nutzenanalyse stellt die **Nutzwertanalyse** ein nichtmonetäres Bewertungsverfahren zur Lösung eines **multikriteriellen Entscheidungsproblems** dar. Die klassische Nutzwertanalyse dient der Anordnung einer endlichen Anzahl multikriteriell zu beurteilender Alternativen, d. h. mit ihrer Hilfe lassen sich alternative Maßnahmen bezüglich verschiedener Kriterien mit unterschiedlichen Dimensionen miteinander vergleichen. In diesem Projekt wurde die Nutzwertanalyse im Rahmen der Methode zur Bewertung der Verbesserung der Gewässerstrukturgüte verwendet. Sie ist daher an den entsprechenden Stellen (Kapitel 5 sowie Anhang) ausführlich erläutert.

Da bei den meisten Bewertungsverfahren den Kosten eine wichtige Bedeutung zukommt, werden in einem gesonderten Abschnitt des Kapitels 2 die grundsätzlichen Probleme und Unsicherheiten aufgezeigt, die mit einer **Abschätzung von Kosten** notwendigerweise verbunden sind. In den Ausführungen wird auf die Bedeutung der unterschiedlichen Akteurs- und Analysenebenen für die Kostenbetrachtungen eingegangen (z. B. einzelwirtschaftliche Analysen versus Systemanalyse für einen Sektor). Außerdem werden Probleme der Erfassung von Kosten, deren Abgrenzung und Zuordnung sowie Randbedingungen des verwendeten Kostenrechnungsverfahrens diskutiert und daraus Schlussfolgerungen für die nachfolgenden Kosten-Wirksamkeitsanalysen abgeleitet. Um die Unsicherheiten bei den Kostenabschätzungen und die Bedeutung der jeweiligen Randbedingungen aufzuzeigen, sollten **jeweils Bandbreiten der Kosten** und damit auch der ermittelten Kosten-Wirksamkeiten angegeben werden.

Als besonders wichtige Handlungsfelder im Gewässerschutz wurden die **Schwerpunkte Siedlungsentwässerung** (Kapitel 3), **Landwirtschaft** (Kapitel 4) und **Gewässerstrukturverbesserungen** (Kapitel 5) für die Kosten-Wirksamkeitsanalysen ausgewählt. Ein sehr wichtiger methodischer Inhalt der Arbeiten war die Entwicklung einer Vorgehensweise zur Durchführung von Kosten-Wirksamkeitsanalysen im Bereich der Gewässerstruktur (Kapitel 5). Aufbauend auf der inzwischen etablierten **Klassifikation der Gewässerstrukturgüte** nach dem LAWA-Verfahren wurde der Weg verfolgt, die unterschiedlichen Teilwirkungen (verschiedene Strukturelemente zur Beurteilung der Gewässerstrukturgüte) mit einem nutzwertanalytischen Ansatz zusammenzufassen. Auf diesem Wege wird eine Größe für die Gesamtwirkung von Maßnahmen generiert, die in Relation zu den Kosten gesetzt werden kann. Ausgangspunkt war eine Analyse **typischer Defizite bei der Gewässerstrukturgüte**, für die auf der Grundlage der naturraumtypischen Verhältnisse **geeignete Renaturierungsansätze** ermittelt und in typischen Szenarien charakterisiert wurden. Diese Szenarien beinhalten auch die in diesen Fällen üblichen Maßnahmen sowie Angaben zu den zu erwartenden Wirkungen, gestaffelt nach unterschiedlichen Entwicklungszeiträumen (vgl. hierzu die Ausführungen im Anhang).

Die **Erprobung dieses methodischen Ansatzes** anhand konkreter Daten, die in einem Ergänzungsvorhaben für das Land Hessen aufgearbeitet wurden, hat gezeigt,

dass hiermit ein praktikabler Weg geschaffen wurde, um für den Bereich Gewässerstrukturverbesserungen Kosten-Wirksamkeitsrelationen zu erstellen. Von den typischen Renaturierungsansätzen zeigen die dynamischen Fälle "Unterstützende Entwicklung des Gewässers" und "Eigendynamische Gewässerentwicklung" die günstigsten Kosten-Wirksamkeitsrelationen. Voraussetzung für eine wirkungsvolle Umsetzung ist die Zuweisung entsprechender Flächen (Gewässerrandstreifen und zusammenhängende Renaturierungsabschnitte) für bettgestaltende Prozesse. Randstreifen weisen außerdem zusätzliche positive Wirkungen in anderen Bereichen (diffuse Stoffeinträge, Hochwasserschutz) auf. In Restriktionsgebieten ohne entsprechende Flächen (z. B. Siedlungsbereiche) lassen sich durch kleinräumige Maßnahmen im Ufer- und Sohlenbereich und durch die Herstellung der Durchgängigkeit im Gewässer eingeschränkte Verbesserungen erreichen. Diese stärker von ingenieurbaulichen Maßnahmen dominierten Ansätze schneiden in der Kosten-Wirksamkeit in der Regel jedoch schlechter ab, können im Hinblick auf den verbesserten Freizeit- und Erholungswert aber trotzdem gerechtfertigt sein.

Ebenfalls untersucht wurden die Möglichkeiten, Kosten-Wirksamkeitsanalysen für den Bereich des **Hochwasserschutzes** durchzuführen (Kapitel 6.1). Dabei wurden nur die im Zusammenhang mit einem nachhaltigen Schutz von Fließgewässern relevanten Maßnahmen des natürlichen und dezentralen Hochwasserschutzes einbezogen. Die Untersuchungen zeigten jedoch, dass die Wirkungen dieser Maßnahmen (Wirkung bedeutet hier Verbesserung der Hochwassersicherheit bzw. Vermeidung von Hochwasserschäden) so stark von einzugsspezifischen Randbedingungen abhängig sind, dass keine allgemeinen Abschätzungen vorgenommen werden können. Hier spielen bspw. Topographie, Hydrogeologie, Vegetation, Besiedlungsdichte und Umfang sonstiger Hochwasserschutzmaßnahmen eine entscheidende Rolle. Auch stehen nur unzureichende Daten zu den Maßnahmenkosten zur Verfügung. Aussagen zur Kosten-Wirksamkeit natürlicher und dezentraler Hochwasserschutz-Maßnahmen können deshalb sinnvollerweise nur für konkrete Projekte erarbeitet werden.

Im Schwerpunkt **Siedlungswasserwirtschaft** (Kapitel 3) wurden Kosten-Wirksamkeitsanalysen für den Bereich kommunale Kläranlagen (Anforderungen zur P-Elimination für kleine Kläranlagen; Einführung von Filtrationstechniken für die Größenklasse 5; Abwasserdesinfektion bei Einleitungen in gefährdete Badegewässer), für den Bereich der Regenwasserbehandlung und Bewirtschaftung (Entsiegelung und Regenwasserversickerung; verbesserte Behandlung des eingeleiteten Misch- bzw. Regenwassers) sowie für den Bereich Kanalinspektion und -sanierung (Verringerung der Fremdwassermengen) durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen zwar ganz erhebliche Bandbreiten, andererseits liegen pro vermiedene Schadenseinheit die Kosten der einzelnen Maßnahmen zum Teil doch um Größenordnungen auseinander. Besonders deutlich ist dabei der Einfluss der für die jeweiligen Maßnahmen bestehenden Randbedingungen. Insgesamt lassen die Ergebnisse jedoch eine Priorisierung der Maßnahmen erkennen, da bei den Maßnahmen zur Versickerung im

Misch- oder Trennsystem unter günstigen Bedingungen Einsparungen erzielt werden, die höher als die hierfür aufzuwendenden Kosten sein können, so dass hier die vergleichsweise beste Kosten-Wirksamkeit erreicht wird. Unter ungünstigen Verhältnissen sind diese Maßnahmen jedoch mit hohen Kosten verbunden, die Kosten-Wirksamkeit ist in diesen Fällen dann sehr ungünstig. Ähnlich große Bandbreiten liegen auch bei den Maßnahmen zur Entsiegelung und zur Reduzierung der Fremdwassermenge vor.

Im Bereich der **Landwirtschaft** (Kapitel 4) wurden Politikmaßnahmen untersucht, die ausgehend von unterschiedlichen Ansätzen zum Teil ähnliche Änderungen in den Produktionsweisen bewirken sollen und schon allein aus diesem Grund zu vergleichsweise nahe beieinanderliegenden Kosten-Wirksamkeitsrelationen führen. Behandelt wurden folgende Maßnahmen: Verstärkte Beratung der Landwirte, flächenweite Verschärfung der Düngeverordnung, Bewirtschaftungsauflagen für schützenswerte Flächen, Abgabe auf Stickstoffmineraldünger, Erhöhung der Flächenbindung in der Tierhaltung, verstärkte Umstellung auf ökologische Landwirtschaft. Wichtigstes inhaltliches Ergebnis der Arbeiten im Landwirtschaftsbereich ist es, dass bei der **Verringerung der Stickstoffeinträge** im Vergleich zu möglichen weiteren Maßnahmen im Bereich Siedlungswasserwirtschaft (Stickstoffelimination bei kleineren Kläranlagen; Verfahren der Restdenitrifikation) durchweg eine günstigere Kosten-Wirksamkeit erreicht wird. Die Kosten der günstigen Maßnahmen in der Landwirtschaft liegen sogar unter denjenigen, die bei der Umsetzung der Stickstoffelimination in großen Kläranlagen bereits realisiert wurden (vgl. Abbildung 0-1). Auch deuten die Ergebnisse darauf hin, dass sich im Landwirtschaftsbereich die Maßnahmen gegenseitig verstärken, so dass ein Maßnahmenbündel die kosteneffizienteste Lösung bilden dürfte.

Bei der **Reduktion der Phosphoreinträge** ist hingegen die Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich der Siedlungsentwässerung teilweise deutlich günstiger als in der Landwirtschaft. Dies trifft einerseits für die Versickerung von Niederschlagswasser unter günstigen Randbedingungen zu, bei denen die Einsparungen sogar höher als die Kosten ausfallen können. Andererseits gilt dies auch für die Phosphor-Elimination in kleinen Kläranlagen (in die Untersuchung einbezogen wurde hier das Verfahren der Simultanfällung; für die biologischen P-Eliminationsverfahren sind allerdings im Durchschnitt ähnlich günstige Kosten-Wirksamkeiten zu erwarten, jedoch hängt das Ergebnis stärker von den Randbedingungen des Einzelfalls ab). Auch im Landwirtschaftsbereich spielen die spezifischen Bedingungen eines Einzugsgebietes eine wesentliche Rolle, so dass im konkreten Fall unterschiedliche Möglichkeiten genauer untersucht und verglichen werden müssen. Dies gilt insbesondere dann, wenn man die Phosphoreinträge in ein Flussgebiet um einen bestimmten Betrag reduzieren will und Maßnahmen in einem Bereich hierfür nicht ausreichen. Es zeichnet sich jedoch ab, dass Beratungsmaßnahmen unter Umständen eine Kosten-Wirksamkeit ähnlich wie die bei der Phosphorelimination in

Abbildung 0-1: Schematischer Überblick über die Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verminderung von Stickstoffeinträgen in Gewässer

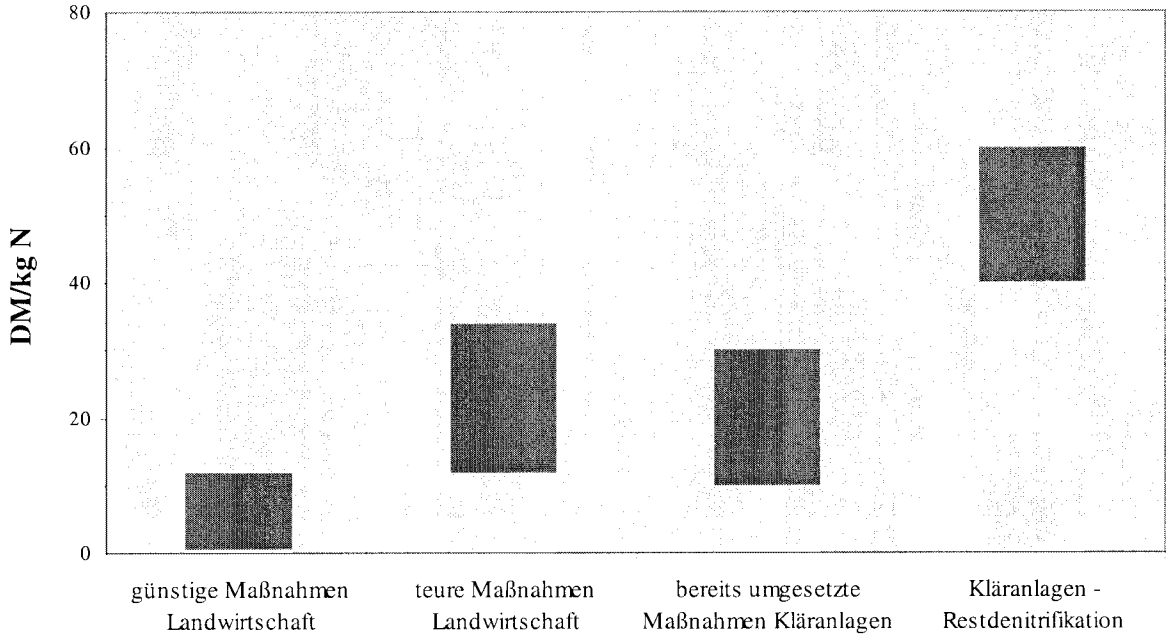
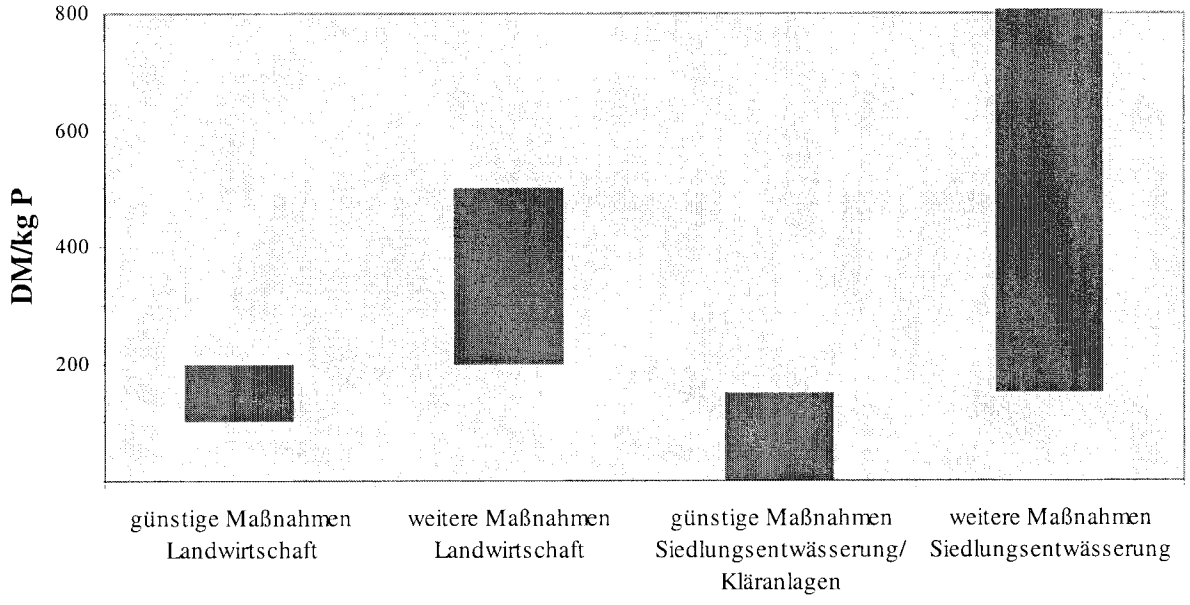


Abbildung 0-2: Schematischer Überblick über die Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verminderung von Phosphoreinträgen in Gewässer



kleinen Kläranlagen erreichen können. Im Vergleich dazu werden durch die anderen Maßnahmen im Landwirtschaftsbereich, aber auch durch die teureren Maßnahmen der Siedlungsentwässerung wesentlich ungünstigere Kosten-Wirksamkeiten erreicht (Abbildung 0-2).

Bei der Durchführung der Kosten-Wirksamkeitsabschätzungen bereiten insbesondere "weiche" Maßnahmen wie z. B. eine **Intensivierung der Beratung** (vgl. Kapitel 4.2 und 6.2) besondere Schwierigkeiten bei der Quantifizierung. Der Grund hierfür liegt zum einen darin, dass die Ausgestaltung der Maßnahmen und die damit verbundenen Kosten in hohem Ausmaß zielgruppenspezifisch sind. Zum anderen müssen bei der Abschätzung der Wirkung unterschiedliche Parameter hinsichtlich des Entscheidungsverhaltens antizipiert werden, wie z. B. Durchdringungsgrade von Informationsangeboten und tatsächliche Verhaltensänderungen aufgrund eines verbesserten Kenntnisstandes. Bei der Abschätzung dieser Parameter besteht einmal das grundsätzliche Problem, dass Prognosen über das menschliche Verhalten prinzipiell unsicher sind. Zudem ist die Wirksamkeit in hohem Ausmaß von einer sorgfältigen Optimierung der Maßnahmen abhängig, so dass zuverlässige Einschätzungen über die Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen eigentlich erst abgeleitet werden können, wenn bereits erste Erfahrungen mit der Maßnahme vorliegen. Hinweise für die konkrete Abschätzung dieser Parameter können sinnvollerweise nur auf Basis von umfangreichen Pilotvorhaben und ihrer systematischen Evaluation erhalten werden.

Die Schwierigkeiten bei der Abschätzung der Kosten-Wirksamkeit weicher Maßnahmen deuten bereits darauf hin, dass **Politikentscheidungen auch andere Faktoren** als Kosten-Wirksamkeitsrelationen **berücksichtigen müssen**. Entsprechende Beispiele sind synergistische Wirkungen, die zwischen einzelnen Maßnahmen bestehen, oder übergreifende Wirkungen von Maßnahmen aus anderen Problemfeldern, die sich in den untersuchten Bereichen auswirken (Zusatznutzen). Daher dürfen die Ergebnisse der Einzelkapitel nicht isoliert für sich selbst betrachtet werden. Auch bereitet die Einbeziehung des technischen Fortschritts bei der Kostenabschätzung gegenwärtig noch erhebliche Probleme. Hier wird es in Zukunft darauf ankommen, Konzepte wie die Entwicklung von Lernkurven auf den Bereich des Gewässerschutzes zu übertragen. Darüber hinaus werden im Zusammenhang mit den Kosten von Maßnahmen immer wieder auch Verteilungsfragen thematisiert, obwohl sie im wissenschaftlichen Sinne ein anderes Kriterium als die Ausrichtung der Politik an Effizienzgesichtspunkten darstellen. Insgesamt wird deutlich, dass Politikentscheidungen nicht schematisch allein auf den Ergebnissen von Kosten-Wirksamkeitsanalysen aufbauen können, sondern weitere Aspekte miteinbeziehen müssen, die sich zum Teil einer Quantifizierung entziehen.

Maßnahmen zur Minderung der Umweltbelastungen wirken häufig auf unterschiedliche Probleme. Besonders ausgeprägt war dies bei den Maßnahmen im Bereich der Siedlungsentwässerung. Hier trägt bspw. ein und dieselbe Maßnahme dazu bei,

gleichzeitig die **Einträge mehrerer Schwermetalle** zu vermindern, allerdings in jeweils unterschiedlichen Mengenverhältnissen. Um die Kosten-Wirksamkeit dieser Maßnahmen untereinander vergleichbar zu machen, wurde eine Normierung der Wirkung auf Schwermetall-Äquivalente vorgenommen, die sich an den in den Gewässergüteklassifizierungen vorgegebenen Konzentrationswerten orientierte. Allerdings muss bei derartigen Normierungen darauf geachtet werden, dass eine Orientierung an naturwissenschaftlich abgeleiteten Werten nur zwischen den Schadstoffen möglich ist, die durch vergleichbare Wirkungen gekennzeichnet sind. Sobald unterschiedliche Kategorien von Umweltproblemen betroffen sind (z.B. Abwasserdesinfektion – Eintrag von Schadstoffen), wäre es für eine Vergleichbarkeit der Maßnahmen erforderlich, den Nutzen der vermiedenen Umweltbelastungen zu quantifizieren, was nicht ohne Rückgriff auf die gesellschaftlichen Wertschätzungen der betroffenen Bereiche erfolgen kann.

Die für die drei Schwerpunktbereiche Gewässerstruktur, Siedlungsentwässerung und Landwirtschaft durchgeführten Berechnungen bezogen sich jeweils auf eine aggregierte räumliche Bezugseinheit, für die **typisierte Durchschnittswerte** herangezogen wurden. Zusätzlich wurden soweit möglich Bandbreiten mit angegeben, die zum einen den Einfluss unterschiedlicher Randbedingungen und zum anderen die mit den Daten verbundenen Unsicherheiten berücksichtigen sollen. Für die daraus abgeleiteten Kosten-Wirksamkeitsrelationen ist damit festzuhalten, dass sie nicht ohne weiteres für konkrete Einzelfälle herangezogen werden können. Bei der Umsetzung für ein konkretes Gewässer kommt ihnen damit vor allem die Funktion zu, **Orientierungswerte und erste Größenordnungen** zu signalisieren, die im konkreten Einzelfall jeweils der Überprüfung bedürfen.

Neben dieser – z. B. im Rahmen des Flussgebietsmanagements anfallenden – Orientierungsfunktion kommt den Kosten-Wirksamkeitsrelationen vor allem die Aufgabe zu, wichtige **Informationsgrundlagen für die strategische Ausrichtung der Gewässerschutzpolitik** zu liefern. Die Ergebnisse können als Dateninput für Szenarienrechnungen genutzt werden, die für die Politik sowohl den Grad der Zielerreichung der Umweltziele als auch die damit verbundene Größenordnung der Kosten angeben. Kosten-Wirksamkeitsanalysen stellen damit einen wichtigen Bestandteil einer rationalen Umweltpolitikgestaltung dar, wie sie z. B. vom Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) wiederholt eingefordert wurde.

1 Einleitung

Die vielfältigen, miteinander konkurrierenden Nutzungen der Gewässer und des Uferbereichs (Wasserentnahme, Abwassereinleitung, Schifffahrt, Energiegewinnung, Landwirtschaft, Badebetrieb etc.) haben die Wasserbeschaffenheit und die Gewässerstruktur in großem Umfang verändert und beeinträchtigt. Trotz der in den letzten zwanzig Jahren erreichten Erfolge im Gewässerschutz ist insbesondere unter Vorsorgeaspekten weiterer Handlungsbedarf offensichtlich. Dies wird beispielsweise daran deutlich, dass trotz erheblicher Reduktionen bei den punktförmigen Einleitungen von Schadstoffen international vereinbarte Zielvorgaben für die Reduktion der Schadstoffgehalte in Gewässern nur zum Teil erreicht werden. Es gibt daher weitgehende Einigkeit, dass im Gewässerschutz hinsichtlich der Gewässergüte vor allem Handlungsbedarf bei den Einträgen von Nährstoffen und gefährlichen Stoffen sowie bei der Verbesserung der Struktur der Gewässer besteht.

Um längerfristig einen nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland realisieren zu können, erfordert ein effizientes Vorgehen die Erarbeitung eines Maßnahmenplans, der die einzelnen Maßnahmen zum Erreichen der Zielsetzungen im Gewässerschutz aufeinander abstimmt und Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser verdeutlicht. Mit Maßnahmenplänen befasst sich die Diskussion um eine effiziente Gestaltung der Umweltpolitik auf breiter Front. Ein typisches Beispiel für sektorale Maßnahmenpläne ist die Klimapolitik: Nach der Festlegung eines Emissionsreduktionsziels für Deutschland Anfang der neunziger Jahre wurden nach Vorarbeiten der Enquête-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" im Rahmen eines interministeriellen Arbeitskreises über hundert Einzelmaßnahmen entwickelt, die seither nach und nach umgesetzt werden (Ziesing et al., 1999). Methodisch bieten sich bei der Aufstellung eines Maßnahmenplans folgende iterativ zu bearbeitenden Schritte an:

- Zielfestlegung,
- Identifikation des Handlungsbedarfs,
- Erarbeitung von Maßnahmenvorschlägen und Abschätzung der Maßnahmenwirkungen,
- Maßnahmenbündelung und Folgenabschätzung,
- abschließende Bewertung und Festlegung der Maßnahmen.

Dieses Vorgehensschema macht deutlich, dass die Ableitung von Maßnahmen vor dem Hintergrund bereits vereinbarter Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele, der bestehenden Umweltbelastungssituation und des daraus abgeleiteten Handlungsbedarfs erfolgen muss. Andererseits ist zu berücksichtigen, dass einmal gewählte Zielsetzungen sich im Zeitverlauf ändern können, da sie aktuell aus gesellschaftlichen Abwägungen des politisch Machbaren entstanden sind oder weil neue Erkenntnisse eine Ergänzung oder Revision vereinbarter Ziele erforderlich machen

können. Die Erarbeitung eines Plans von nachhaltigen Maßnahmen ist damit auch im Gewässerschutz als fortlaufender Entwicklungs- und Diskussionsprozess zu sehen, der alle oben genannten Schritte betrifft. Vor diesem Hintergrund wurde im Auftrag des Umweltbundesamtes als Ausgangsbasis und Plattform für die weitere fachliche und politische Diskussion vom Auftragnehmer ein "Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft" erarbeitet (Böhm et al., 1999), der für unterschiedliche Handlungsfelder des Gewässerschutzes über siebzig mögliche Maßnahmen zusammengestellt und nach einem einheitlichen Schema beschrieben und charakterisiert hat. Zielsetzung dieses Maßnahmenplans war es, die ausgewählten Maßnahmenvorschläge in weiteren Schritten in der Fachöffentlichkeit zu diskutieren, sie zu detaillieren und weiterzuentwickeln, um daraus schließlich in der politischen Diskussion Prioritäten für einen Maßnahmenplan ableiten zu können.

Ein sehr wesentliches Element der Priorisierung wirksamer Maßnahmen, die zum Erreichen unterschiedlicher Zielvorgaben eingesetzt werden können, ist die Minimierung der hierfür erforderlichen Kosten. Die Arbeiten am Maßnahmenplan machten aber deutlich, dass vielfach nur unzureichende Informationen für eine Abschätzung der Kosten einzelner Maßnahmen vorlagen bzw. dass die erforderliche Zeit für eine systematische Aufarbeitung und die Einordnung unterschiedlicher Einzelinformationen fehlte. Außerdem zeigte sich, dass in einzelnen Handlungsfeldern erhebliche methodische Probleme bestehen, die Umweltwirkungen von verschiedenen Maßnahmen zu quantifizieren.

Das Umweltbundesamt hat daher das Fraunhofer ISI mit diesem Folgevorhaben beauftragt, in dem für besonders wichtige Zielbereiche des Gewässerschutzes die methodische Basis für die Abschätzung kurz- bis mittelfristiger Wirkungen verbessert, die aktuellen Ergebnisse von Untersuchungen zu den Kosten und Wirkungen aufgearbeitet und mit Experten für diese Themenbereiche diskutiert werden sollten. In Abstimmung mit dem Umweltbundesamt und der für die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser mit dieser Thematik befassten ATV-DVWK-Arbeitsgruppe "Optimierung des Mitteleinsatzes bei der Sanierung von Fließgewässern" wurden die Schwerpunkte Siedlungsentwässerung, Landwirtschaft und Gewässerstrukturverbesserung ausgewählt. Obwohl dieses Vorhaben für das Umweltbundesamt mögliche Maßnahmen auf nationaler Ebene zum Gegenstand hat, sollte auch die Verwendbarkeit von Daten und Methoden auf Flussgebietsebene im Auge behalten werden. Hintergrund hierfür ist, dass die neue Wasserrahmenrichtlinie der EU (WRRL, 2000) das Erstellen von Maßnahmenplänen für Flusseinzugsgebiete erfordert, um eine gute chemische und ökologische Qualität von Oberflächengewässern erreichen zu können.

In diesem Abschlussbericht werden die durchgeführten Arbeiten wie folgt beschrieben: In einem methodisch geprägten Kapitel werden Bewertungsansätze und grundlegende Probleme der Erfassung von Kosten diskutiert. Gegenstand von Kapitel 3 und 4 sind die Kosten-Wirksamkeitsanalysen zur Siedlungsentwässerung

und der Landwirtschaft. In Kapitel 5 werden die methodischen und inhaltlichen Arbeiten zur Durchführung von Kosten-Wirksamkeitsanalysen im Bereich der Gewässerstruktur erläutert. In Kapitel 6 werden qualitative Einschätzungen zur Kosten-Wirksamkeit von ausgewählten schwer quantifizierbaren Maßnahmen beschrieben. Im abschließenden Kapitel 7 werden dann Schlussfolgerungen und weitere Perspektiven für die Anwendung von Kosten-Wirksamkeitsanalysen entwickelt.

2 Grundlagen

2.1 Überblick über Bewertungsmethoden

Für die Planung und Entscheidungsvorbereitung von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen ist eine bloße Auflistung von Wirkungen, wie sie z. B. in Form von sogenannten Mehrfachbilanzrechnungen durchgeführt wurden (vgl. Rincke/Rudolph, 1979; Rudolph, 1988; Klaus et al., 1983), oft nicht ausreichend. Vielmehr ist es notwendig, die geplanten Maßnahmen einzuordnen und vergleichend zu bewerten. Dazu wurden in der Vergangenheit verschiedene Methoden eingesetzt, deren wichtigste Elemente im Folgenden dargestellt werden. Dabei werden folgende Methoden, die z.T. für unterschiedliche Fragestellungen geeignet sind, berücksichtigt:

- Kosten-Nutzenanalyse: Sie ist ein wirtschaftswissenschaftliches Instrument mit hohen Anforderungen, das sowohl zur Bestimmung, in welchem Ausmaß eine Umweltentlastung vorgenommen werden soll (Zielbestimmung) als auch zum Vergleich einzelner Maßnahmenalternativen herangezogen werden kann. Nach den Erläuterungen des Finanzministeriums zur Durchführung von Nutzen-Kosten-Untersuchungen bildet sie eine Untergruppe der Nutzen-Kosten-Untersuchungen (Arnold, 1988).
- Kosten-Wirksamkeitsanalyse: Sie ist ein weitgehend in den Ingenieurwissenschaften entwickeltes Instrumentarium um festzustellen, welche Maßnahmen ausgewählt werden sollen, um ein vorgegebenes Ziel kosteneffizient zu erreichen. Sie wurde vom Finanzministerium ebenfalls zur Gruppe der Nutzen-Kosten-Untersuchungen gezählt (Arnold,1988).
- Nutzwertanalyse: Sie ist die bekannteste Form der allgemeinen multikriteriellen Entscheidungsmodelle. Sie wird bei den unterschiedlichsten Entscheidungsproblemen eingesetzt, bei denen die Zielkriterien in unterschiedlichen Dimensionen vorliegen.

2.1.1 Kosten-Nutzenanalyse

Bei Kosten-Nutzenanalysen (KNA) erfolgt eine Gegenüberstellung sämtlicher monetär bewertbarer Wirkungen (Kosten und Nutzen) einer Maßnahme. Grundlage der Bewertung sind tatsächliche, berichtigte oder unterstellte Preise. Wie bei der Kostenvergleichsrechnung erfolgt auch bei der KNA eine Diskontierung der Nutzen- und Kostengrößen, um die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Wirkungen vergleichbar zu machen. Dies bedeutet also, dass auch die in Zukunft durch eine Maßnahme erreichbaren Umweltentlastungen monetär bewertet und dann auf den heutigen Zeitpunkt abgezinst werden müssen.

KNAs können zu folgenden Zwecken eingesetzt werden (vgl. z. B. Endres, 1994; Endres/Holm-Müller, 1998, Pearce/Turner, 1990):

- Bewertung der absoluten Wirtschaftlichkeit (ökonomische Effizienz) einer Maßnahme durch Vergleich von Kosten und Nutzen (eine Maßnahme ist dann wirtschaftlich, wenn der Nutzen größer ist als die Kosten).

- Bestimmung des optimalen Ausmaßes von Maßnahmen. Der optimale Einsatz einer Maßnahme ist dadurch gekennzeichnet, dass die Differenz von Nutzen und Kosten maximal ist. *Mit Hilfe der KNA lassen sich daher Umweltziele endogen festlegen.*

- Vergleich verschiedener Maßnahmen mit unterschiedlichen Wirkungen, indem die verschiedenen multi-dimensionalen Wirkungen auf eine einzige Dimension (Geldeinheiten) reduziert werden.

Da die Ergebnisse dieser Analysen naturgemäß mit großen Unsicherheiten behaftet sind, können durch sogenannte Sensitivitätsanalysen die Werte einzelner Einflussgrößen systematisch variiert werden. Damit lassen sich die Wichtigkeit einzelner Einflussgrößen auf das Gesamtergebnis bemessen und die Stabilität der Resultate und Schlussfolgerungen überprüfen.

Kosten-Nutzenanalysen sind im öffentlichen Sektor sehr bekannte und vielfach angewandte analytische Verfahren, die bereits in den 30er Jahren zunächst in den USA in der Wasserwirtschaft zum Einsatz kamen (Schulz/Schulz, 1991). Seit Anfang der 80er Jahre spielen KNAs eine wichtige Rolle bei der Ausgestaltung der Umweltpolitik durch die amerikanische Umweltbehörde EPA (vgl. US-EPA, 1987; Endres/Holm-Müller, 1998, S. 178ff) oder auch in England (Foundation for Water Research, 1996; EFTEC et al., 1998; Gardiner, 1991).

In der Bundesrepublik Deutschland kamen KNAs vor allem nach der 1970 in Kraft getretenen Haushaltsreform verstärkt zur Anwendung. Daraufhin wurden KNAs vor allem im Verkehrssektor und im Bereich Wasserwirtschaft durchgeführt (Schulz/Schulz, 1991). Die erste KNA auf dieser Basis wurde zur gesamtwirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit des Rhein-Main-Donau-Kanals durchgeführt (UN-ECE, 1970). Eine Übersicht der in Deutschland durchgeführten wasserwirtschaftlichen KNAs findet sich z. B. in Schulz/Schulz (1991, S. 305) oder Klaus et al. (1983). Die Mehrzahl der Anwendungen von KNAs im Gewässerbereich lagen im Hochwasserschutz, der Schaffung von Wasserflächen, der Aktivierung von Gewässern zu Erholungszwecken, der Trink- und Brauchwasserbereitstellung, der Bewässerung, der Wasserkraft, der Transporterleichterung und der Holzgewinnung bei Landgewinnungsmaßnahmen (Schulz/Schulz, 1991, S. 302 f). Zu den bekanntesten und umfangreichsten Anwendungen monetärer Bewertungsverfahren von Maßnahmen in Deutschland zählen die Arbeiten zur Verbesserung

von Gewässergüte von Klaus et al. (1983) für das Flussgebiet der Leine und von Ewers/Schulz (1982) zum Tegeler See in Berlin, oder auch Winje/Lühr (1991).

Zur Harmonisierung der Verfahrensregeln wurden von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zur Umsetzung der o.g. haushaltsrechtlichen Vorschriften mehrere Richtlinien zur Durchführung von KNA erarbeitet (LAWA, 1979; LAWA, 1981).

Die wichtigsten Verfahrensschritte zur Durchführung einer KNA sind in Abbildung 2.1-1 schematisch wiedergegeben; sie sollen hier nicht weiter erläutert werden (vgl. dazu z. B. Mishan, 1982; Buck et al., 1981 oder IPPC, 1995). Gute Übersichten zur Durchführung von KNAs, sowie deren Vor- und Nachteile finden sich beispielsweise in Mishan (1982), Freeman (1993), Freeman/Myrick (1985), Pearce/Markandya (1988), Pearce et al. (1994) oder OECD (1989, 1992, 1995).

In Anlehnung an das Council of Environmental Quality (CEQ) werden in der Praxis oft vier alternative Messgrößen zur Abschätzung von Maßnahmenwirkungen im Umweltbereich herangezogen (vgl. auch Schulz/Schulz, 1991, S. 311, Mull et al., 1999, S. 17):

- Ausweichkosten (z. B. zum Bau neuer Förderbrunnen),
- Transaktionskosten (Planungs- und Überwachungskosten für Gewässerschutzmaßnahmen),
- Vermeidungs- bzw. Beseitigungskosten (z. B. Kosten zur Durchführung von Gewässerschutzmaßnahmen durch Neu- oder Ausbau von Abwasserreinigungsanlagen, oder Kosten für die Erhöhung der Assimilationskapazität durch Gewässerrenaturierungsmaßnahmen),
- vermiedene Schadenskosten (Reparaturkosten und psychosoziale Kosten).

Von großer Bedeutung für die Durchführung einer KNA im Umweltbereich ist die Frage, wie die Umweltentlastungen in die Analyse einfließen, da sie den Hauptteil des Nutzens darstellen (vermiedene Schäden = Nutzen). *Gerade im Umweltbereich spielen neben den materiellen Größen (z. B. Krankheit oder langfristig sich einstellende Todesfälle infolge von toxischen Kontaminationen) auch immaterielle Wirkungen eine wichtige Rolle.* Zu den immateriellen Größen zählen beispielsweise psychosoziale Kosten von Umweltzerstörung, die sich insbesondere in den sogenannten Options- und Existenzwerten widerspiegeln, und deren Monetarisierung mit methodischen und praktischen Problemen behaftet ist. Eine Übersicht über zu berücksichtigende Wertgrößen ist in Anlehnung an IPPC (1995) in Abbildung 2.1-2 wiedergegeben.

Zur Ermittlung der Kosten der Umweltverschmutzung bzw. des Nutzens von Umweltschutzmaßnahmen stehen aus ökonomischer Sicht grundsätzlich zwei methodi-

sche Ansätze zur Verfügung. Die *indirekten Verfahren* basieren auf der Analyse des beobachtbaren Marktgeschehens und umfassen Gewinnänderungen bei den Unternehmen sowie Wohlfahrtsänderungen bei den Konsumenten. Zu den indirekten Verfahren zählen (vgl. Endres/Holm-Müller, 1998, S. 32ff):

- Analyse von *Daten aus der Unternehmensrechnung* (z. B. Fischfangkosten als Funktion der Gewässerqualität),
- Analyse von *individuellen Vermeidungsaufwendungen* (z. B. Kosten für die Trinkwasseraufbereitung),
- Ermittlung der *Transportkosten* (z. B. zur Ermittlung des Freizeit- und Erholungswertes eines Gewässers),
- *Hedonischer Preisansatz* zur Analyse von Marktpreisdifferenzen (z. B. Ermittlung der Grundstückspreise als Funktion von Gewässerqualität).

Probleme der indirekten Verfahren liegen vor allem darin, dass sie tendenziell zur Unterschätzung des Nutzens führen. So können z. B. Wertgrößen, die sich nicht im Marktgeschehen widerspiegeln, auch nicht erfasst werden. Dies trifft insbesondere für psychosoziale Kosten zu. Außerdem können zukünftige Schäden nur dann abgeschätzt werden, wenn ein solcher Schadensfall historisch bereits eingetreten ist.

Bei den *direkten Verfahren* wird versucht, die Präferenzen der Betroffenen durch Befragungen, Referenda oder Marktsimulationen zu ermitteln. Ziel ist es entweder zu berechnen, wie viel jemand zu zahlen bereit wäre, um eine Veränderung des status quo, d.h., eine Verschlechterung der Umweltqualität, zu vermeiden (Zahlungsbereitschaft oder willingness to pay - WTP). Oder man berechnet, wie viel Geld jemand mindestens erhalten müsste, um eine Verschlechterung des status quo zu akzeptieren (Kompensationsforderung oder willingness to accept - WTA). Das prominenteste und am häufigsten verwendete direkte Verfahren ist der sogenannte *Kontingente Bewertungsansatz*, bei dem durch eine strukturierte Befragung die WTP/WTA ermittelt werden soll (vgl. z. B. Smith, 1993). Methodische Probleme dieses Ansatzes ergeben sich vor allem aus dem rein hypothetischen Charakter der Befragung. Außerdem besteht die Gefahr, dass die Ergebnisse durch strategisches Verhalten der Befragten, durch unterschiedliche Zahlungsmodalitäten, durch eine nicht zufallsbedingte Auswahl der Befragten, oder durch die Interviewer selbst verzerrt werden (z. B. Blamey et. al., 1999). Trotz dieser Nachteile und der z.T. erheblichen Kosten dieses Verfahrens, findet die Kontingente Bewertungsmethode Anwendung, insbesondere in den USA. Dort wurde von Gerichten im Zusammenhang mit der durch den Unfall der Exon Valdez verursachten Umweltkatastrophe in Alaska festgelegt, dass Befragungsmethoden für die Berechnung von Schadensansprüche heranzuziehen sind (vgl. Duffield, 1992).

Abbildung 2.1-1: Verfahrensschritte für eine Kosten-Nutzenanalyse

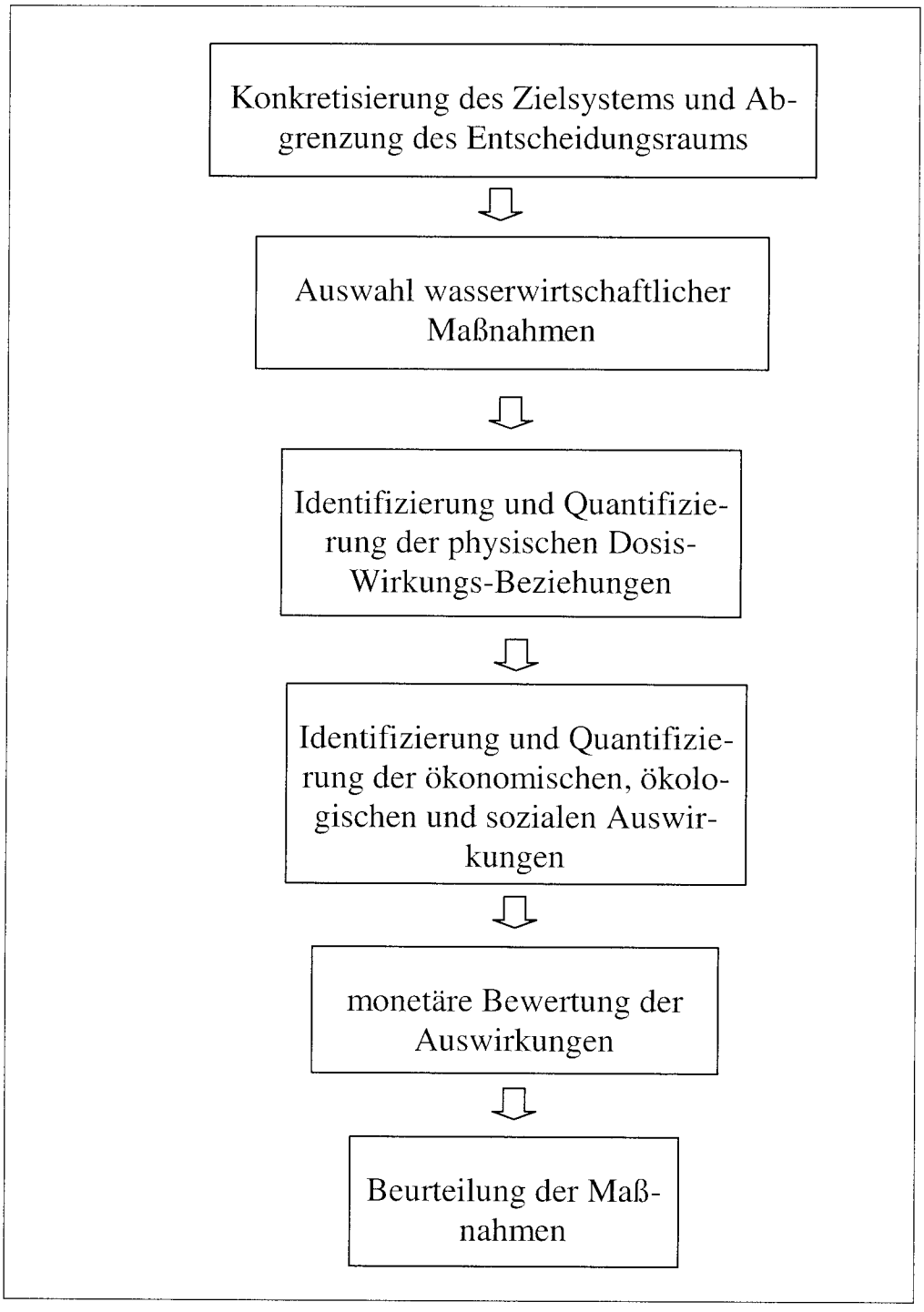
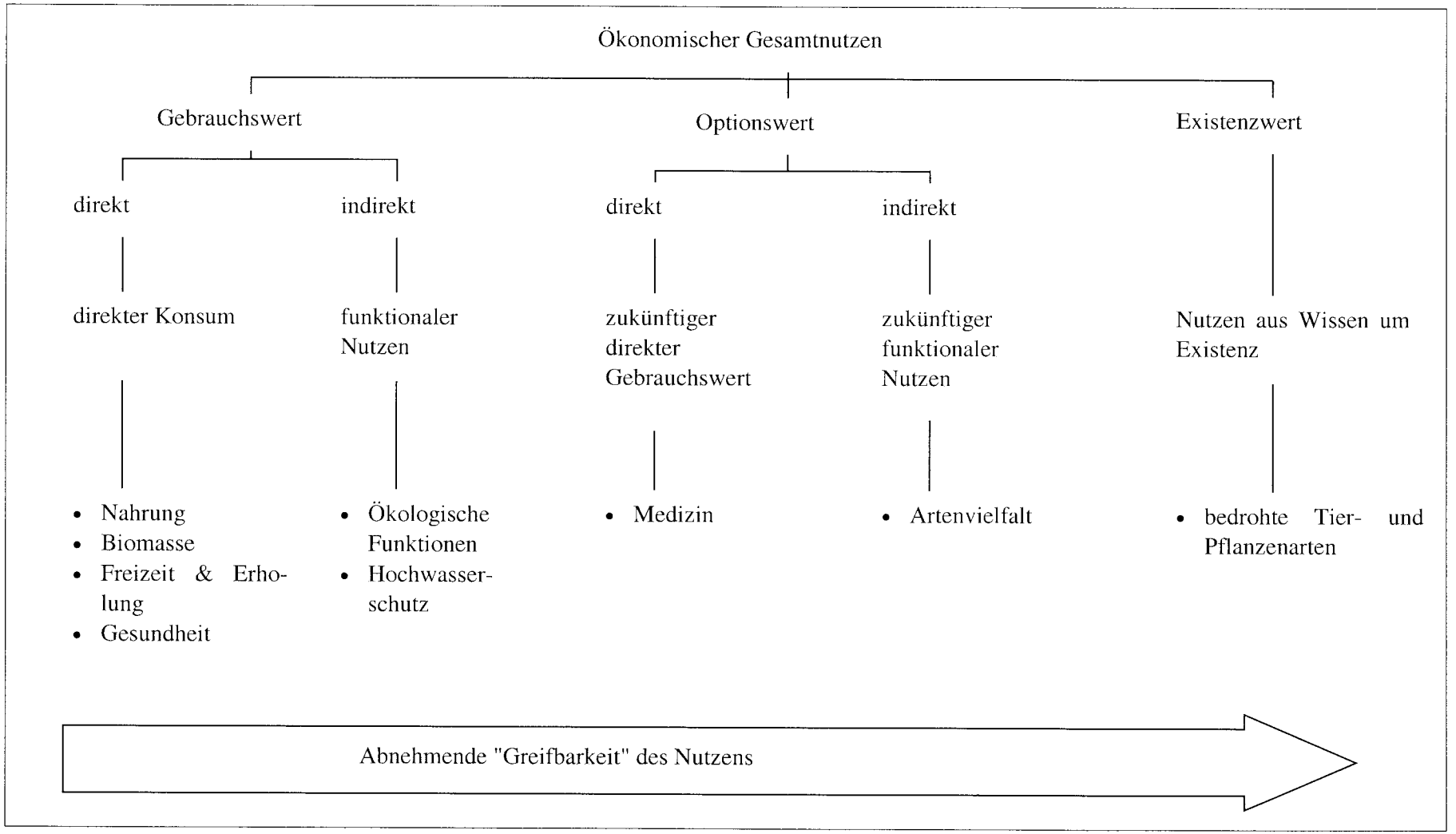


Abbildung 2.1-2: Zusammensetzung des ökonomischen Gesamtnutzens



Aus rein theoretischer Sicht ergibt sich bei KNAs das Problem, dass vom Entscheidungsträger erwartet wird, Ausprägungsdifferenzen kardinal bewerten und Substitutionsraten zwischen den einzelnen Kriterien angeben zu können (z. B. Keeney/Raiffa, 1976).

Daneben gibt es zahlreiche *verfahrensübergreifende Probleme* bei der praktischen Anwendung (vgl. z. B. Endres/Holm-Müller, 1998; Smith, 1993; Junkernheinrich et al., 1992; Schulz, 1989; Shabman/Stephenson, 1996; Munda, 1996; Foster, 1997; Dixon et. al., 1996). Sowohl die indirekten als auch die direkten Bewertungsverfahren sind in der Regel sehr kostenintensiv und aufwendig. Insbesondere werden hohe Informationsanforderungen gestellt. Beispielsweise wird implizit angenommen, dass sämtliche Zusammenhänge aus Abbildung 2.1-2 hinreichend bekannt sind. Oft aber bestehen naturwissenschaftliche Wissensgrenzen bei den Dosis-Wirkungs-Beziehungen, gerade bei experimentiell schwer nachweisbaren Langzeiteffekten, bezüglich der Regenerationsfähigkeit der Umwelt, oder bezüglich der Eintrittswahrscheinlichkeiten von Ereignissen. Weitere Probleme ergeben sich aus der mangelnden Datenverfügbarkeit oder aus Zurechnungsproblemen.

Selbst wenn aber diese naturwissenschaftlichen Datenprobleme gelöst wären, bestehen zusätzlich noch ganz gravierende Probleme bei der monetären Bewertung. Von entscheidender Bedeutung ist einmal die Frage nach der angemessenen Diskontierung von zukünftigen Umweltbelastungen. Je nach Bewertungsmethode und den weiteren den Analysen zu Grunde liegenden Annahmen können sich selbst bei gleicher Datenlage sehr unterschiedliche Ergebnisse einstellen. Zum anderen bereitet auch die monetäre Bewertung von Menschenleben erhebliche ethische Probleme, zumal bei der Anwendung der Bewertungsmethoden für unterschiedliche Länder unterschiedliche Werte verwendet werden (sie liegen in den Industrieländern in etwa um den Faktor 100 über demjenigen in den Entwicklungsländern).

Insgesamt ist es daher nicht verwunderlich, wenn die Schätzungen für die externen Kosten im Bereich der Energieversorgung – dem am besten untersuchten Umweltpolitikfeld – ganz extreme Bandbreiten aufweisen. Hier differieren die Angaben um den Faktor 10 000 (vgl. Stirling, 1997 oder Lee, 1996). Die Problematik der monetären Nutzenbewertung kommt auch in einem Beispiel aus den USA zum Ausdruck, wo Kosten-Nutzenanalysen nicht nur eine wesentliche Rolle bei der Ausgestaltung der Umweltpolitik spielen, sondern auch als Grundlage für gerichtliche Schadensansprüche gegen Verursacher von Umweltschäden dienen. Die Schadensschätzungen im konkreten Fall eines durch ehemalige Minen verseuchten Flussabschnittes liegen zwischen 240 000 Dollar nach Berechnungen der Seite des Beklagten und 65 Millionen Dollar nach Berechnungen der Klägerseite (Kopp/Smith, 1989). Gerade dieses Beispiel zeigt die Grenzen von KNAs bei der Bewertung sogenannter intangibler Größen auf und macht deutlich, welche ethisch-normativen Bewertungen letztendlich (implizit) mit einfließen.

Insgesamt ist daher festzuhalten, dass KNAs zwar ein theoretisch geschlossenes, umfassendes Konzept darstellen, das in der Praxis allerdings vor schwerwiegenden Operationalisierungsproblemen steht. Diese Probleme nehmen in dem Ausmaß zu, in dem zahlreiche komplexe Wirkungsketten sowie intangible und nicht nur auf die nahe Gegenwart bezogene Effekte berücksichtigt werden müssen. Da diese Bedingungen typischerweise bei der Beurteilung von umfassenden Umweltschutzmaßnahmen vorliegen, ist die Anwendung von KNAs als Entscheidungskriterium für derartige Fragestellungen äußerst problematisch.

2.1.2 Kosten-Wirksamkeitsanalyse

Bei Kosten-Wirksamkeitsanalysen (cost-effectiveness analyses) werden analog zu den oben dargestellten Kostenvergleichsrechnungen und Kosten-Nutzenanalysen sämtliche monetär erfassbaren Kosten berücksichtigt. Bezüglich der Erfassung der Kosten sind die mit diesen drei Verfahren verbundenen Vorgehensweisen bzw. die Probleme prinzipiell als gleichrangig einzustufen. Im Unterschied zu den KNAs wird, soweit eine Quantifizierung in Geld nicht möglich oder sinnvoll ist, eine Bewertung in nichtmonetären Einheiten vorgenommen. Typischerweise tritt dies bei der Bewertung der durch Maßnahmen erreichbaren Umweltentlastung auf. Hierdurch vermeidet die Kosten-Wirksamkeitsanalyse die mit der Monetarisierung verbundenen Probleme. Die monetären Kosten werden dann in Beziehung zu nichtmonetär bewerteten Maßnahmenwirkungen gesetzt.

Zielsetzung von Kosten-Wirksamkeitsanalysen ist es, mit den eingesetzten finanziellen Mitteln eine maximale Verbesserung des Umweltzieles zu erreichen, bzw. ein gegebenes Umweltziel mit dem minimalen Mitteleinsatz zu erreichen. Kosten-Wirksamkeitsanalysen werden demnach gerade dann eingesetzt, wenn Ziele exogen vorgegeben sind. Die Zielvorgabe kann durch ökologische Notwendigkeiten festgelegt werden oder das Ergebnis politischer Prozesse, nationaler Gesetzgebung oder internationaler Abkommen sein. Im einfachsten Fall werden als Zielgrößen bestimmte Standards vorgegeben, die einfach gemessen werden können. In diesem Fall lassen sich mit Hilfe von Kosten-Wirksamkeitsanalysen diejenigen Maßnahmen identifizieren, die das vorgegebene (eindimensionale) Ziel zu geringsten Kosten erreichen (Gittinger, 1982). Als Bezugsgrößen fungieren in der Regel physische Einheiten, so dass sich als Kosten-Wirksamkeitsrelation z. B. (Schadstoffreduktion in kg)/(DM pro Jahr) ergibt. Bei komplexen Problemen werden häufig lineare Programmierungsmodelle zur Lösung des Optimierungsproblems verwendet, wobei die ökologischen Zielwerte als Nebenbedingung(en) eingehen (z. B. Schleich/White, 1997; Schleich et. al., 1996).

In vielen Fällen ist es jedoch angebracht, mehrdimensionale, multiple Ziele in die Analyse mit einzubeziehen (vgl. Rickert et al., 1993; Kreuzburg/Müller, 1997; Genschow/Mull, 1997; Witte, 1989; Macmillan et al., 1998; Lutz/Munasinghe, 1994).

Als Bezugswert kann dann - entsprechend der oben dargestellten Methodik - der Nutzwert verwendet werden. Derartige Verfahren werden z.T. auch als Kosten-Nutzwertanalysen bezeichnet. Als Kosten-Wirksamkeitsrelation für den Bereich Gewässerschutz ergeben sich dann beispielsweise (Veränderung der Gewässergüteklasse)/(DM pro Jahr), oder (Veränderung des Strukturgüteindex)/(DM pro Jahr).

Wenn mehrere Alternativen auf diese Weise bewertet werden, können sie zweidimensional in einem Nutzwert-Kosten-Diagramm angeordnet werden (Bechmann 1988, S. 811). Eine unmittelbare Vergleichbarkeit ergibt sich, wenn die Kosten-Wirksamkeitsrelation normiert wird (z. B. Kosten pro kg Schadstoffreduktion oder Kosten pro verbesserte Nutzwerteinheit Gewässerstruktur).

Durch Kosten-Wirksamkeitsanalysen lässt sich also die relative Effizienz von Maßnahmen- oder Maßnahmenbündeln vergleichen. Eine Aussage zur absoluten Effizienz ist jedoch nicht möglich. Kosten-Wirksamkeitsanalysen haben jedoch den großen Vorteil, dass sie im Vergleich zur Kosten-Nutzenanalyse methodisch einfacher sind und sich mit wesentlich geringerem Aufwand durchführen lassen.

2.1.3 Nutzwertanalyse

Im Unterschied zur KNA stellt die Nutzwertanalyse (NWA) ein nicht-monetäres Bewertungsverfahren zur Lösung eines *multikriteriellen* Entscheidungsproblems dar (englisch: multi-criteria, multi-attribute, multi-goal analyses, multi criteria decision making oder auch scoring method). Die klassische NWA dient der Anordnung einer endlichen Anzahl multikriteriell zu beurteilender Alternativen (Lillich, 1992). Mit Hilfe der Nutzwertanalyse lassen sich daher alternative Maßnahmen bezüglich verschiedener Kriterien unterschiedlicher Dimensionen miteinander vergleichen, ohne dass eine Monetarisierung der Maßnahmenwirkungen zu erfolgen hat. Gegenüber der klassischen KNA weist die Nutzwertanalyse zusätzlich einige methodische und für den praktischen Einsatz relevante Vorteile auf, da sie mit weniger Präferenzinformation als nutzentheoretisch gefordert wird, auskommt. Es wird in der Nutzwertanalyse beispielsweise nicht vorausgesetzt, dass die Entscheidungsträger in der Lage sind, Ausprägungsdifferenzen kardinal zu bewerten und Substitutionsraten zwischen den einzelnen Attributen (oder Maßnahmenwirkungen) anzugeben. Dem Konzept der Nutzwertanalyse liegt der Ansatz der Maximierung des Nutzens zu Grunde, d.h. diejenige Alternative wird gewählt, bei welcher der aggregierte sogenannte Nutzwert am größten ist. Eine schematische Darstellung der Verfahrensschritte der Nutzwertanalyse der ersten Generation (NWA I) erfolgt in Abbildung 2.1-3 (vgl. Zangemeister, 1976; Schmidke, 1992; Pflügner, 1991; Rickert et al., 1993).

(1) Zunächst müssen die Ziele problemgerichtet festgelegt, Zielkriterien k_j (j = 1,...,m) formuliert, und Maßnahmenalternativen A_i (i = 1,...,n) ausgewählt werden. Es gibt keine Vorschrift, wie die Ziele festgelegt werden, dies kann z. B. durch politische Entscheidungsträger oder ein Expertengremium geschehen.

(2) Danach werden die Zielerträge e_{ij} festgestellt, d.h. es wird analysiert, wie sich die Maßnahme A_i auf das Zielkriterium k_j auswirkt (Wirkungsanalyse). Dies geschieht für sämtliche Maßnahmen und für sämtliche Zielkriterien. Die Zielerträge werden in der Regel in unterschiedlichen Dimensionen gemessen (z. B. Stoffkonzentration, DM, kg, Liter etc.). Sie können sowohl kardinal als auch ordinal sein.

(3) Die Überführung der Zielerträge e_{ij} in eine gemeinsame Dimension erfolgt für jedes Kriterium mittels einer Transformationsfunktion f_j, die den funktionalen Zusammenhang zwischen Zielerträgen und Zielerfüllungsgraden w_{ij} (Zielwerte) beschreibt. Die Zielerträge spiegeln wider, wie gut ein bestimmtes Ziel erreicht wurde, was dann in einer vorgegebenen Skala von, z. B. [0,1], [0,100] als Wertebereich für $f_j(e_{ij})$ zum Ausdruck gebracht wird. Die Transformationsfunktionen können linear oder nichtlinear verlaufen und hängen vom betrachteten Kriterium ab.

(4) Da die Transformationsfunktionen für jedes Kriterium auf das gleiche Intervall normiert werden, ist die unterschiedliche Bedeutung der Zielkriterien noch zu berücksichtigen. Dies geschieht mittels der Gewichte g_j, die die gesamtheitliche Bedeutung der einzelnen Attribute reflektieren. Hierbei kommen häufig Punkteverfahren zur Anwendung.[1,2] Durch entsprechende Gewichtung der Zielerträge erhält man somit die Teilnutzwerte N_{ij}.

(5) In der sogenannten Wertsynthese wird für jede Maßnahme A_i der Nutzwert oder der Präferenzindex NW_i berechnet, der sich annahmegemäß aus der Summe der Teilnutzwerte ergibt.

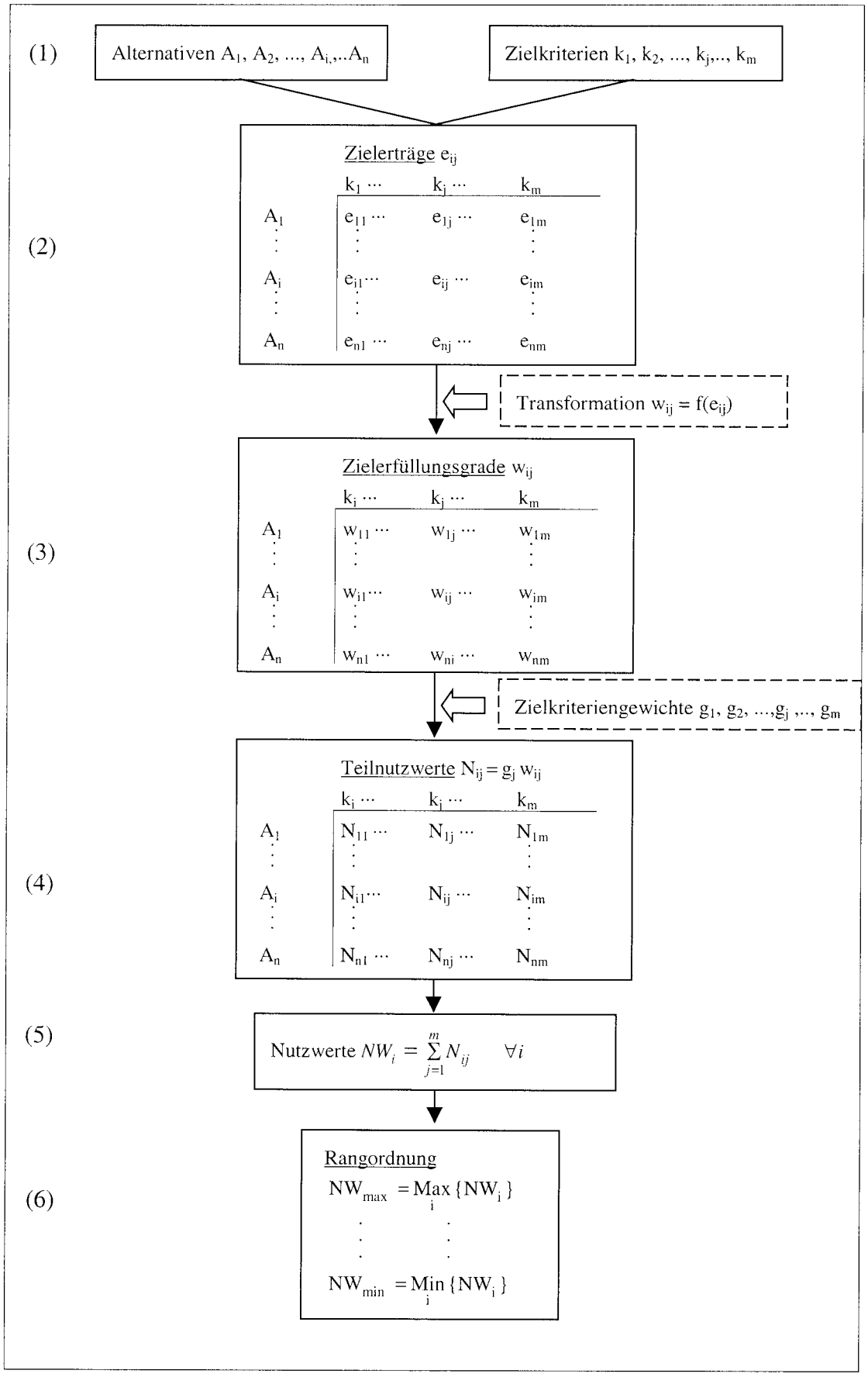
(6) Für die alternativen Maßnahmen lässt sich schließlich eine Rangordnung aufstellen.

---

1 Für unterschiedliche Methoden zur Festlegung der Gewichte siehe z.B. Pflügner, 1989; Lillich, 1992 oder Hoheneck, 1993.

2 Die Gewichtung erfolgt unabhängig von den Substitutionsbeziehungen zwischen den einzelnen Zielkriterien, die bei der KNA entscheidend sind. Insbesondere ist eine Interpretation der Gewichtungsquotienten als Substitutionsraten wie bei Zangemeister (1976) nicht zulässig, da den Wertfunktionen lediglich eine ordinale (und keine kardinale) Bewertung zu Grunde liegt (Lillich, 1992, S. 86, 110) - außerdem wäre vollständige Substitution verlangt.

Abbildung 2.1-3: Verfahrensschritte einer Nutzwertanalyse



Die NWA ist aufgrund einiger ihr zu Grunde liegenden theoretischen Annahmen, wie z. B. Nutzenunabhängigkeit der Ziele und Additivität des Nutzwertes, oder Konstanz der Zielgewichte, nicht frei von Kritik (Bechmann, 1978). Praktische Probleme bestehen insbesondere darin, dass es keine klaren Vorgaben für die Auswahl der Kriterien gibt, dass manche Kriterien für mehrere Ziele bedeutsam sind (Gefahr der Doppelerfassung) und dass die Auswahl der Transformationsfunktionen und der Gewichte naturgemäß subjektiven Einflüssen unterliegt, weshalb auch bei diesem Verfahren Sensitivitätsanalysen durchgeführt werden sollten. Zu den Vorteilen der NWA zählt hingegen, dass

- sie komplexe Bewertungsprobleme übersichtlich strukturiert und dadurch die rationale Bewertungsdiskussion erleichtert (VDI, 1991),
- quantitative und qualitative Angaben kombiniert werden können,
- mehrere Ziele in die Bewertung einfließen können,
- sie relativ einfach und kostengünstig (im Vergleich zur KNA) durchzuführen ist.

Insbesondere letzteres dürfte den Ausschlag dafür geben, dass die NWA ein in der wasserwirtschaftlichen Praxis häufig verwendetes Planungs- und Bewertungsinstrument ist (vgl. Pflügner, 1989 und 1991; Rickert et. al., 1993; Kreuzburg/Müller, 1997; Mull et. al., 1999; Environment Agency, 1998; Den Besten et al., 1995).

2.2 Betrachtungsebene und Kostenbegriff

Bei allen Bewertungsverfahren kommt den Kosten eine wichtige Bedeutung zu. So eindeutig dieser Begriff in seinem schlagwortartigen Gebrauch auch wirken mag, so diffus und missverständlich scheint er zu werden, wenn er einer näheren Betrachtung unterzogen werden. In diesem Abschnitt werden daher die grundsätzlichen Probleme und Unsicherheiten aufgezeigt, die mit einer Abschätzung von Kosten notwendigerweise verbunden sind. Hierzu wird auf die drei Bereiche Akteurs- und Analyseebenen, Bewertungsverfahren sowie Abschätzung der Kosten eingegangen.

2.2.1 Akteurs- und Analyseebenen

Die Beurteilung gewässerschützender Maßnahme nach ökonomischen Kriterien ist stets eine Sache der Perspektive und der Zielvorstellungen des Betrachters und Entscheidungsträgers. Grundsätzlich lassen sich die einzelwirtschaftliche, die System- und die gesamtwirtschaftliche Ebene unterscheiden.

Die wirtschaftlichen Akteure treffen ihre Entscheidungen unter Hinzunahme von Wirtschaftlichkeitsrechnungen oder Kostenvergleichen. Die herangezogenen Methoden der Kostenerhebung und Kostenberechnungsmethoden basieren auf der Betriebswirtschaftslehre und orientieren sich an den jeweils konkreten betrieblichen Gegebenheiten und Preisen – z. B. Investitionsgüter, Wartung, Hilfsstoffe, Kosten für Beratung etc. – und den individuellen Belangen des einzelnen wirtschaftlichen Akteurs. Man bezeichnet diese Überlegungen als *einzelwirtschaftliche Analysen.* Hierbei überlegt z. B. ein Produktionsbetrieb, was außer der Verzinsung des Eigen- und Fremdkapitals als Risikoaufschlag für sich überraschend schnell veränderte Produktionserfordernisse berechnet werden sollte und in welchem Bereich die Investitionsprioritäten des Unternehmens liegen. Hierfür spielen limitierende Rahmenbedingungen wie die Einhaltung von Verschuldungsobergrenzen oder absehbare Personalabgänge bei Privatunternehmen genauso eine Rolle wie öffentliche Haushaltsregeln und politisch gewünschte Prioritäten bei Kommunen.

Die systemanalytische Ebene kennt in ihren Analysen weder Investitions- noch Konsumprioritäten, weder vorgezogene Pensionierungen noch ein Entlanghangeln an der Verschuldungsgrenze. Auf dieser Ebene abstrahieren wirtschaftliche Strategieüberlegungen von solchen Einzelheiten. Denn im Zentrum derartiger Systemanalysen steht der Gewässerschutz für eine gesamte Volkswirtschaft, ein Bundesland oder ein Flusseinzugsgebiet. Angesichts der Fülle technischer Maßnahmen muss der Analytiker Durchschnittswerte bilden, vereinfachen, typisieren und sich ganz auf diese typisierten Werte konzentrieren und beschränken.

Die Bewertungen der Makroökonomen finden auf einer noch aggregierteren Ebene statt. Es werden nicht nur die Veränderungen der Investitionen in den Gewässerschutz oder die von der Wasserwirtschaft getätigten Geldströme untersucht, sondern die Auswirkungen dieser Veränderungen auf die *gesamte Volkswirtschaft.* Es geht um Fragen, ob das Sozialprodukt, das in einer Volkswirtschaft erwirtschaftet wird, im Zusammenhang mit dem Gewässerschutz steigt oder fällt, wie sich die Anzahl der Beschäftigten verändert, ob der Außenhandelssaldo zu oder abnimmt. Damit tauchen auch Fragen hinsichtlich Zinsniveau, Wechselkursveränderungen oder Reaktionen der Tarifpartner auf.

Trotz dieser grundlegenden Unterschiede treten zwei gemeinsame Konzepte oder Denkweisen bei allen drei Betrachtungsebenen auf und werden hier kurz skizziert:

- Die Analyse von Kosten und Nutzen ist auf allen drei Ebenen durch *ein Denken in Alternativen* geprägt. Grundlage der Beurteilung von Maßnahmen oder Maßnahmenbündeln ist immer ein Vergleich. Dabei handelt es sich auf der einzelwirtschaftlichen Ebene um den Vergleich zwischen zwei konkreten Handlungsalternativen, z. B. der Beibehaltung des Status-Quo gegenüber einer Ersatzinvestition. Auf Ebene der Systemanalysen und der gesamtwirtschaftlichen Analy-

sen werden Szenarien – z. B. ein Business-as-usual-Szenario und ein Politikszenario – miteinander verglichen.

- Maßnahmen werden durchgängig anhand ihrer künftigen Auswirkungen beurteilt. Man hat es also mit der *Schätzung und Bewertung künftiger Entwicklungen* und Größen zu tun. Auf jeder Ebene spielen deshalb Fragen der Risikobewertung, der Unsicherheiten über künftige Preisentwicklungen oder der Implikationen des technischen Fortschritts eine Rolle. Dabei ist zu beachten, dass sich die Betrachtungen über sehr verschiedene Zeithorizonte erstrecken können. Diese sind auf der einzelwirtschaftlichen Ebene eher kürzer. Zehn Jahre sind hier vielleicht ein guter Anhaltspunkt. Auf den beiden anderen Analyseebenen wird durchaus mit Stichjahren wie 2020 oder 2050 gearbeitet.

Insgesamt ist es bei der Diskussion von Kosten also jeweils erforderlich, die gewählte *Argumentationsebene* zu beachten. Hierbei findet die Diskussion um eine effiziente Ausgestaltung der Gewässerschutzpolitik auf der Systemebene statt, auf der Verwaltung, Politik und Verbände ihre Interessen unter gesamtwirtschaftlichen Gesichtspunkten zum Ausgleich bringen müssen.

2.2.2 Probleme bei der Erfassung von Kosten

Kosten sind negative Konsequenzen einer Aktion, die im Hinblick auf ein bestimmtes Ziel auftreten. Auch wenn diese Definition auf den ersten Blick eindeutig klingen mag, ergeben sich doch bei der tatsächlichen Berechnung erhebliche Unschärfen und Probleme, die die errechneten Kosten von Maßnahmen des Gewässerschutzes ganz massiv beeinflussen.

Vergleichsweise einfach zu klären sind die Missverständnisse, die daraus resultieren, dass sowohl einmalig anfallende Investitionsausgaben als auch gemittelte jährliche Kosten oftmals verkürzt als "Kosten" bezeichnet werden. Eine genauere Differenzierung erfordert bereits die Frage nach der Systemgrenze, das heißt, welche kostenrelevanten Maßnahmenwirkungen in die Betrachtung einbezogen werden. Denn der Kostenbegriff kann unterschiedlich weit ausgelegt werden. *Direkte Kosten* fallen unmittelbar bei der Planung und Realisierung einer Maßnahme an. Zu den direkten Kosten zählen die Kosten für Investitionen, wie z.B. Anschaffungskosten oder Informationskosten, die in der Regel einmalige Ausgaben darstellen. Außerdem sind Kosten zu berücksichtigen, die während der gesamten Laufzeit einer Maßnahme anfallen, wie z. B. Unterhaltungs- und Wartungskosten, oder auch Kontrollkosten (Messkosten). Daneben können Maßnahmen zusätzlich zu *indirekten Kosten* in Form von Nutzen- oder Gewinneinbußen bei anderen Wirtschaftssubjekten führen, die indirekt von den Maßnahmenwirkungen betroffen sind, wie z. B. Ertragsrückgänge im landwirtschaftlichen Bereich durch veränderte Anbauformen. Ebenso ist es möglich, dass bestimmte Maßnahmen zu Kostenersparnissen oder

zusätzlichen Erlösen bei anderen Wirtschaftssubjekten, beziehungsweise bei Maßnahmen, die nicht in Zusammenhang mit Gewässerschutz stehen, führen. Je nach Abgrenzung sind auch diese indirekten Kosten beziehungsweise Kostenminderungen bei einer Gesamtbewertung zu erfassen.

Auch hängen die anzusetzenden Kosten von der gewählten Analyseebene ab. Bei *Systemanalysen* im Gewässerschutz wird der Ressourcenverzehr aus volkswirtschaftlicher Perspektive bewertet. Dieser unterscheidet sich vom einzelwirtschaftlichen Ressourcenverzehr. Denn manches, was aus einzelwirtschaftlicher Sicht einen Ressourcenverzehr darstellt, ist aus gesamtwirtschaftlicher Sicht lediglich eine Umverteilung von Ressourcen zwischen verschiedenen Akteuren, z. B. im Fall von Steuern zwischen dem Staat und dem privaten Sektor. Entsprechend ist es erforderlich, bei Systemanalysen die angesetzten Preise um Steuern und Subventionen zu bereinigen.

Des Weiteren ist bei Kostenangaben jeweils darauf zu achten, ob sie sich auf die gleiche zeitliche Bezugseinheit beziehen. Da die mit wasserwirtschaftlichen Maßnahmen verbundenen Kosten i.d.R. nicht nur während einer Periode, sondern während mehrerer Perioden anfallen, ist der Einsatz von *Kostenrechnungsverfahren* erforderlich. Ein gebräuchliches Verfahren ist z. B. die Annuitätenmethode, die alle Zahlungen für die gesamte Lebensdauer einer Investition in gleiche jährliche Zahlungen umrechnet. Beim Einsatz von dynamischen Verfahren zur Ermittlung der Kosten spielen die angesetzte *Lebensdauer* und der verwendete *Kalkulationszins* (Diskontfaktor) eine große Rolle. Die Lebensdauer ist gerade bei wasserwirtschaftlichen Projekten wesentlich höher anzusetzen als bei herkömmlichen betrieblichen Investitionen, bei denen oftmals aus Risikogründen sehr kurze Amortisationszeiten gefordert werden. Schwierig zu entscheiden ist die anzusetzende Lebensdauer von Projekten, die - wie z. B. einige Maßnahmen zur Strukturgüteverbesserung - im Prinzip unbegrenzt sind. Eine wichtige Rolle spielt auch der Kalkulationszinsfuß, mit dem der Einsatz von Kapital bewertet wird. Je höher der Diskontfaktor angesetzt wird, desto höher fallen die Kosten für den Kapitaleinsatz aus. In Systemanalysen wird meistens mit einem Kalkulationszinssatz gerechnet, der sich an der Höhe der Realverzinsung langfristiger öffentlicher Anleihen orientiert und damit niedriger als in einzelwirtschaftlichen Kalkülen liegt.

Falls ein und dieselbe Maßnahme zur (zumindest partiellen) Erfüllung mehrerer Ziele beiträgt, ist eine eindeutige Zuordnung der mit dieser Maßnahme verbundenen Kosten auf die Ziele nicht möglich. Das Problem entspricht der aus der Betriebswirtschaftslehre bekannten Situation der sogenannten *Kuppelproduktion*, für die es keine eindeutig begründbare Methode der Aufteilung der Kosten gibt. Entsprechend sind die in der Praxis verwendeten Aufteilungsverfahren, die sich zum einen an Referenzgrößen wie z. B. Volumen oder Umsätze orientieren, zum anderen die Kosten alternativer Produktionsverfahren zur Bewertung heranziehen, nicht frei von

Willkür. Daher werden die Kosten der Maßnahme zu jeweils 100 % dem betrachteten Problem zugeordnet. In den Fällen, in denen es möglich ist, sollte darüber hinaus das Problem der Kostenallokation bei Kuppelproduktion aufgelöst werden, indem die Kosten für das Gesamtsystem betrachtet werden (z. B. Kosten nicht für die Verminderung der Emissionen eines einzelnen Schwermetalls, sondern Gesamtkosten für alle Schwermetalle).

Auch anspruchsvolle Methoden können letztendlich nur das widerspiegeln, was zuvor in Form von Daten eingegeben worden ist. *Mängel in der Datenbasis* und entsprechende Verzerrungen können grundsätzlich dazu führen, dass die Kosten des Gewässerschutzes über- oder unterschätzt werden. Um diese Unsicherheiten zu verdeutlichen, sollte auf jeden Fall versucht werden, die Bandbreite der Kosten abzuschätzen.

Besondere Probleme bereitet die Abschätzung der *künftigen Kostenentwicklung*. Oftmals werden die Kostenangaben auf der Basis der heutigen technischen Konkretion abgeschätzt und tendieren daher dazu, den sich im Zeitablauf einstellenden technischen Fortschritt zu unterschätzen, zumal wenn dieser durch die Umweltpolitik noch zusätzlich beschleunigt wird (vgl. Grupp, 1999). Weitere Kostenreduktionen können sich ergeben, wenn sich Lerneffekte einstellen, oder an Stelle einer Einzelfertigung Kostendegressionseffekte einer Massenfertigung erreicht werden können. Auch ist abzusehen, dass sich bis zum Jahr 2020 die gesamtwirtschaftliche Produktivität deutlich erhöhen wird. Damit verbunden ist aber auch eine Reduktion der spezifischen Vorleistungskosten für die betrachteten Umweltschutztechnologien, die sich wiederum mindernd auf die Kosten der Umweltschutzmaßnahmen auswirken.

2.3 Schlussfolgerungen für die Erstellung von Kosten-Wirksamkeitsrelationen

Die vorangegangenen Ausführungen haben aufgezeigt, dass es sich beim Nutzen und den Kosten des Gewässerschutzes keineswegs um eindeutige Konzepte handelt. In Abhängigkeit der gewählten Betrachtungsebene – einzelwirtschaftlich, Systemebene, makroökonomisch – ergibt sich ein anderes Verständnis von Kosten und Nutzen. Aber auch innerhalb der Betrachtungsebenen ist eine differenzierte Analyse der jeweils herangezogenen Bewertungsverfahren und der Konzepte zur Erfassung von Nutzen und Kosten erforderlich, um Missverständnisse und Fehlinterpretationen zu vermeiden. Folgende Punkte sind hierbei von besonderer Bedeutung:

- Der Nutzen des Gewässerschutzes besteht in den vermiedenen Umweltbelastungen; diese vermiedenen Kosten sind größtenteils extern, fallen zum Teil aber bereits heute an (z. B. erhöhte Aufwendungen zur Trinkwasseraufbereitung).

- Die Monetarisierung des Nutzens ist mit erheblichen Problemen behaftet; entsprechend sind die Ergebnisse von Kosten-Nutzenanalysen im Umweltbereich mit großen Unsicherheiten behaftet und führen zu disparaten Ergebnissen.
- Eine pragmatische Lösung der Messung des Nutzens besteht darin, physikalische Größen zur Quantifizierung der Reduktion der Umweltbelastung heranzuziehen. Dieser Weg wird von Kosten-Wirksamkeitsanalysen beschritten. Hierbei ist es z. T. notwendig, die vermiedenen Umweltschäden aus unterschiedlichen Einzelgrößen unter Einsatz multikriterieller Verfahren wie der Nutzwertanalyse zusammenzufügen.
- Auch die Erfassung und Ausweisung von Kosten hängt von der methodischen Vorgehensweise ab. So hängt die Größenordnung der ausgewiesenen Kosten nicht nur von den zu berücksichtigenden kostenrelevanten Maßnahmenwirkungen (Systemgrenze), dem verwendeten Kalkulationszinssatz und der angesetzten Lebensdauer ab, sondern auch davon, wie künftige Kostensenkungen aufgrund technischen Fortschritts, Lerneffekte oder Kostendegression berücksichtigt werden. Entsprechend können auch Kostenangaben generell nur in Zusammenhang mit den methodischen Annahmen und der herangezogen Datenbasis interpretiert werden.

Im Gewässerschutz führen die Verschiebungen in den Problemlagen, z. B. durch die größer werdende Bedeutung diffuser Emissionsquellen, zu immer komplexeren Entscheidungsproblemen. Daher wird es zunehmend erforderlich, die Effizienz der in Frage kommenden Umweltschutzmaßnahmen auf der Systemebene zu untersuchen. Entsprechend kommt dem *Einsatz von Bewertungsverfahren eine erhöhte Bedeutung* zu. Für die Umweltpolitik wird zunehmend gefordert, durch die Setzung von Zielvorgaben, die sich an ökologischen Notwendigkeiten ausrichtet (ohne Kostenaspekte grundsätzlich auszublenden), eine Orientierung über zukünftige Prioritäten zu vermitteln. Im Gewässerschutz existieren bereits zahlreiche nationale und internationale Vorgaben. Dadurch ist zugleich eine wichtige Voraussetzung für die *Anwendung von Kosten-Wirksamkeitsanalysen* gegeben. Die strategische Ausrichtung der Gewässerpolitik ist also nicht auf die in ihren Ergebnissen umstrittene Monetarisierung des Nutzens angewiesen. Als Herausforderung gilt es, die Untersuchung der Kosten unterschiedlicher Maßnahmen und ihrer Wirksamkeit im Systemzusammenhang zu bewältigen.

Zur Durchführung von Kosten-Wirksamkeitsanalysen ist es erforderlich, die Wirksamkeit in physischen Größen zu quantifizieren. Für die Stoffeinträge bietet es sich hierbei an, die jeweils erreichte Emissionsreduktion als Wirkung heranzuziehen. Schwieriger ist es die Wirkungen bei den Maßnahmen der Gewässerstrukturverbesserung zu erfassen, da hier die unterschiedlichsten Parameter eine Rolle spielen. Hier stellt die Quantifizierbarkeit der Wirkung eine eigenständige Herausforderung dar, die der separaten Methodenentwicklung bedarf.

Aber auch bei der Abschätzung der Kosten sind eine Reihe von methodischen Vereinbarungen zu treffen. Basierend auf den Ausführungen in Abschnitt 2.2 orientieren sich die in den folgenden Kapiteln durchgeführten Kosten-Wirksamkeitsabschätzungen an den folgenden Vorgaben:

- Die Kosten beinhalten sowohl die Investitionskosten als auch laufende Kosten für Vorleistungen Betrieb, Wartung etc.
- Wenn möglich sollten die Kosten für Planung, Vorbereitung und Kodifizierung der Maßnahme (Transaktionskosten) einbezogen werden, nicht jedoch die Folgekosten bei Nicht-Akteuren.
- Es interessiert der Ressourcenverzehr aus Systemperspektive, nicht die einzelbetriebliche Sichtweise; entsprechend dürfen Subventionen nicht von den Kosten abgezogen, andererseits Steuern nicht hinzugezählt werden.
- Kosten abstrahieren vom Einzelfall, sie sind für standardisierte Typen von Rahmenbedingungen zu ermitteln (Durchschnittsfall).
- Zur zeitlichen Vergleichbarkeit der Kosten wird als Kostenrechnungsverfahren die Annuitätsmethode angewandt. Als Kalkulationszinsfuß wird eine Realverzinsung von 3 % angesetzt, die Festlegung der Lebensdauer der Anlagen geschieht in Anlehnung an die technische Lebensdauer (als pragmatische Festlegung wird bei Gewässerstrukturmaßnahmen mit 50 Jahren Lebensdauer gerechnet).
- Die Kosten der Maßnahme werden jeweils zu 100 % dem betrachteten Problem zugeordnet.

Zur Verdeutlichung der Unsicherheiten der jeweiligen Abschätzungen sollte die Bandbreite der Kosten angegeben werden, wobei die Abschätzungen (falls möglich) auch den künftigen technischen Fortschritt mit berücksichtigen sollten.

3 Kosten-Wirksamkeitsabschätzungen für Maßnahmen im Bereich Siedlungsentwässerung

Im Rahmen des Maßnahmenplans Nachhaltige Wasserwirtschaft wurden für den Bereich Kommunen/Haushalte Handlungsmöglichkeiten zur Verringerung von Stoffeinträgen in die Gewässer bei der Abwasserreinigung (kommunale Kläranlagen), bei der Abwasserableitung (Kanalnetz einschließlich Regenwasserbewirtschaftung) sowie bei den in den Haushalten eingesetzten Stoffen erarbeitet. Zur Analyse der Kosten-Wirksamkeit wurden die Maßnahmenvorschläge aus dem Bereich Abwasserreinigung und –ableitung herausgegriffen, für die Maßnahme "Förderung des Einsatzes umweltverträglicher Haushaltschemikalien", die über informatorische Instrumente umzusetzen ist, konnten aufgrund fehlender Daten keine Kosten-Wirksamkeiten bestimmt werden.

Zielsetzung dieser Maßnahmen ist insbesondere die Reduktion von Stoffeinträgen in die Gewässer. Die Wirksamkeit der Maßnahmen wurde deshalb über die Verringerung der Nährstoff- und Schadstoffemissionen berechnet. Aufgrund der verfügbaren Datenlage konnten dabei die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor sowie die Schadstoffgruppe der Schwermetalle (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn) einbezogen werden. Für das Schwermetall Quecksilber lagen dagegen fast keine für die Wirkungsabschätzungen verwendbaren Emissionsdaten vor.

Aufgrund der Vielzahl der Schwermetalle ist es sinnvoll, zusätzlich für alle berücksichtigten Schwermetalle eine Wirksamkeit aggregiert zu berechnen (vgl. Kapitel 3.4).

3.1 Kosten-Wirksamkeit weitergehender Maßnahmen im Bereich kommunaler Kläranlagen (Erweiterung des Anhang 1 der AbwV nach WHG)

3.1.1 Beschreibung der Maßnahmen

Im Bereich der kommunalen Kläranlagen werden drei unterschiedliche Maßnahmen untersucht.

a) Erweiterung der Anforderungen an das Einleiten von P für kleine Kläranlagen (Größenklassen 2+3: 1.000 bis 10.000 EW):

Nach den Anforderungen des Anhangs 1 der AbwV sind bei kommunalen Kläranlagen ab einer Größe von 10.000 EW Anforderungen an die P_{ges}-Ablaufkonzentrationen einzuhalten (für die Anlagengröße 10.000 bis 100.000 EW 2 mg/l, bei größeren Anlagen 1 mg/l). Bei den größeren Anlagen werden teilweise zusätzlich nach-

geschaltete Filtrationsverfahren eingesetzt. Ein Grenzwert von 2 mg/l P_{ges} wird bereits heute in zahlreichen Kläranlagen kleiner 10.000 EW eingehalten, wenn entsprechende Anforderungen aufgrund von Immissionsbetrachtungen notwendig sind. Die dazu eingesetzten Techniken sind die Simultanfällung und/oder biologische P-Eliminationsverfahren. In die Analyse einbezogen wird die Simultanfällung, da für diese Technik eine bessere Datenbasis sowohl hinsichtlich der Kosten als auch der Wirkung zur Verfügung steht. Bei der biologischen P-Elimination werden dagegen die Kosten und auch die erreichbaren P-Ablaufkonzentrationen stark von den spezifischen Randbedingungen bestimmt (z. B. Auslastung der Anlage, Möglichkeiten zur Einbindung vorhandener Bausubstanz, Abwasserzusammensetzung).

b) Erweiterung der Anforderungen bzgl. P_{ges} auf 0,5 mg/l für die Größenklasse 5 (> 100.000 EW) - Einführung von Filtrationstechniken:

Eine weitergehende P-Elimination zur Einhaltung einer P_{ges}-Ablaufkonzentration von 0,5 mg/l kann durch eine zusätzliche Filtrationsstufe erreicht werden. Aufgrund der neueren technischen Entwicklungen im Bereich der Membrantechnik können dazu zukünftig auch Membranfiltrationsanlagen eingesetzt werden. Durch die Abwasserfiltration werden die partikulären Stoffe im Kläranlagenablauf insgesamt weitestgehend entfernt, wodurch zusätzlich die Emission bestimmter gefährlicher Stoffe (z.B. Schwermetalle) verringert wird.

In Deutschland existieren nach Schröder (1997) bereits 159 kommunale Kläranlagen mit Filtrationsverfahren mit einer Kapazität von 22,4 Mio EW.

c) Anforderungen zur Desinfektion von Abwasser für Einleitungen in gefährdete Badegewässer (UV-Behandlung, Membranverfahren):

Zur Desinfektion von (gereinigtem) Abwasser werden in Deutschland bislang UV-Behandlungsverfahren (i.a. mit vorgeschalteter Filtration) eingesetzt. Außerdem wird durch die Membranfiltration eine Abwasserdesinfektion erreicht. Bei den Membrananlagen existieren zwei unterschiedliche Ansätze: als Membranbiologie bzw. nachgeschaltet zu einer konventionellen Anlage. Für den Einsatz als Membranbiologie gibt es in Deutschland zwischenzeitlich die ersten großtechnischen Anwendungen. Der Einsatz einer nachgeschalteten Membrananlage wurde in Deutschland dagegen bislang nur im Rahmen eines Forschungsprojektes in Berlin an kleintechnischen Versuchsanlagen untersucht (Dittrich et al., 1997).

Liegen in Gewässern hygienische Belastungen durch Einleitungen aus Kläranlagen vor, so können diese durch die genannten Techniken soweit verringert werden, dass bspw. die Einhaltung der Anforderungen der EU-Badegewässer-Richtlinie möglich ist. Entsprechend werden an der Isar oberhalb von München alle Kläranlagen mit Desinfektionsanlagen ausgerüstet werden, um in diesem Bereich die Isar als Badegewässer wieder nutzen zu können. Bei einem kleinen aber nicht zu vernachlässigenden Anteil der Kläranlagen in Deutschland sind Maßnahmen zur

Abwasserdesinfektion erforderlich (insbesondere dort, wo große Abwassermengen in kleine, langsam fließende Gewässer eingeleitet werden).

Maßnahmen zur N-Elimination im Bereich kommunaler Kläranlagen wurden nicht einbezogen, da die Umsetzung der Anforderungen nach Anhang 1 der AbwV, die noch im Rahmen des "Maßnahmenplans Nachhaltige Wasserwirtschaft" (Böhm et al., 1999) behandelt wurde, zwischenzeitlich bereits weitgehend erfolgt ist. Zusätzliche N-Eliminationsmaßnahmen in kommunalen Kläranlagen stehen derzeit nicht zur Diskussion: eine N-Elimination in kleineren, bislang nicht begrenzten Kläranlagen (kleiner 10000 EW) besitzt aufgrund der deutlich höheren spezifischen Kosten eine sehr ungünstige Kosten-Wirksamkeit, und die weitergehende N-Elimination in größeren Anlagen über eine Restdenitrifikation ist ebenfalls mit sehr hohen spezifischen Kosten verbunden. In begrenztem Umfang könnten künftig gegebenenfalls noch Techniken zur Elimination des Stickstoffs aus den Rückbelastungen der Schlammbehandlung eine Rolle spielen, für die aufgrund erster großtechnischer Anwendungen Kosten-Wirksamkeiten von etwa 5 DM/kg N_{eli} genant werden (Grömping et al., 1998).

In die Analysen nicht einbezogen wurden zudem die neuen Ansätze alternativer Abwasser- und Sanitärkonzepte, die über eine verstärkte Teilstrombehandlung eine deutliche Verminderung der abwasserbezogenen Emissionen erreichen (Schneidmadl et al., 2000; Otterpohl et al., 1999; Londong, 2000). Die für diese Konzepte bislang vorliegenden Erfahrungen reichen für verallgemeinernde Kosten-Wirksamkeitsanalysen noch nicht aus. Zukünftig könnten sich hier jedoch Potenziale für eine effiziente Emissionsminderung ergeben, insbesondere bei Neuerschließungen von Wohngebieten.

3.1.2 Wirkungen

a)

Für die P_{ges}-Ablaufwerte verschiedener Verfahren der kommunalen Abwasserreinigung werden von Weiß/Michelbach (1998) folgende Angaben als durchschnittliche Konzentrationen verwendet:

- Ohne weitergehende Reinigungsleistung: 2,50 mg/l
- Mit biologischer P-Elimination: 1,00 mg/
- Mit Phosphor-Fällung: 0,45 mg/
- Mit Flockungs-Filtration: 0,15 mg/l

Mit 0,15 mg/l P_{ges} entsprechen die Angaben zur Flockungsfiltration der mittleren Ablaufkonzentration der 4 kommunalen Kläranlagen mit Flockungsfiltration im Bereich des Bodensees. Die P-Ablaufkonzentration für Anlagen ohne P-Elimination von 2,50 mg/l entspricht der durchschnittlichen P-Ablaufkonzentration aller Kläranlagen der Größenklasse 1 (< 1.000 EW) in Baden-Württemberg, in denen im All-

gemeinen keine Maßnahmen zur P-Elimination durchgeführt werden (Weiß/Michelbach, 1998, siehe auch Abbildung 3.1-1).

Für die Berechnungen wird davon ausgegangen, dass durch eine Phosphor-Fällung die Ablaufkonzentrationen im Durchschnitt von 2,5 bis 3,0 mg/l auf 0,45 mg/l, d.h. um 2,1 bis 2,5 mg/l gesenkt werden können.

Nach Schmoll (1998) liegen die Gesamtfrachten für Kläranlagen der Größenklasse 1.000 bis 20.000 EW für P_{ges} bei 1,8 kt/a. Durch eine gezielte P-Elimination in allen Anlagen dieser Größenklasse ist eine zusätzliche Reduktion um ca. 70 % (1,3 kt/a) möglich.

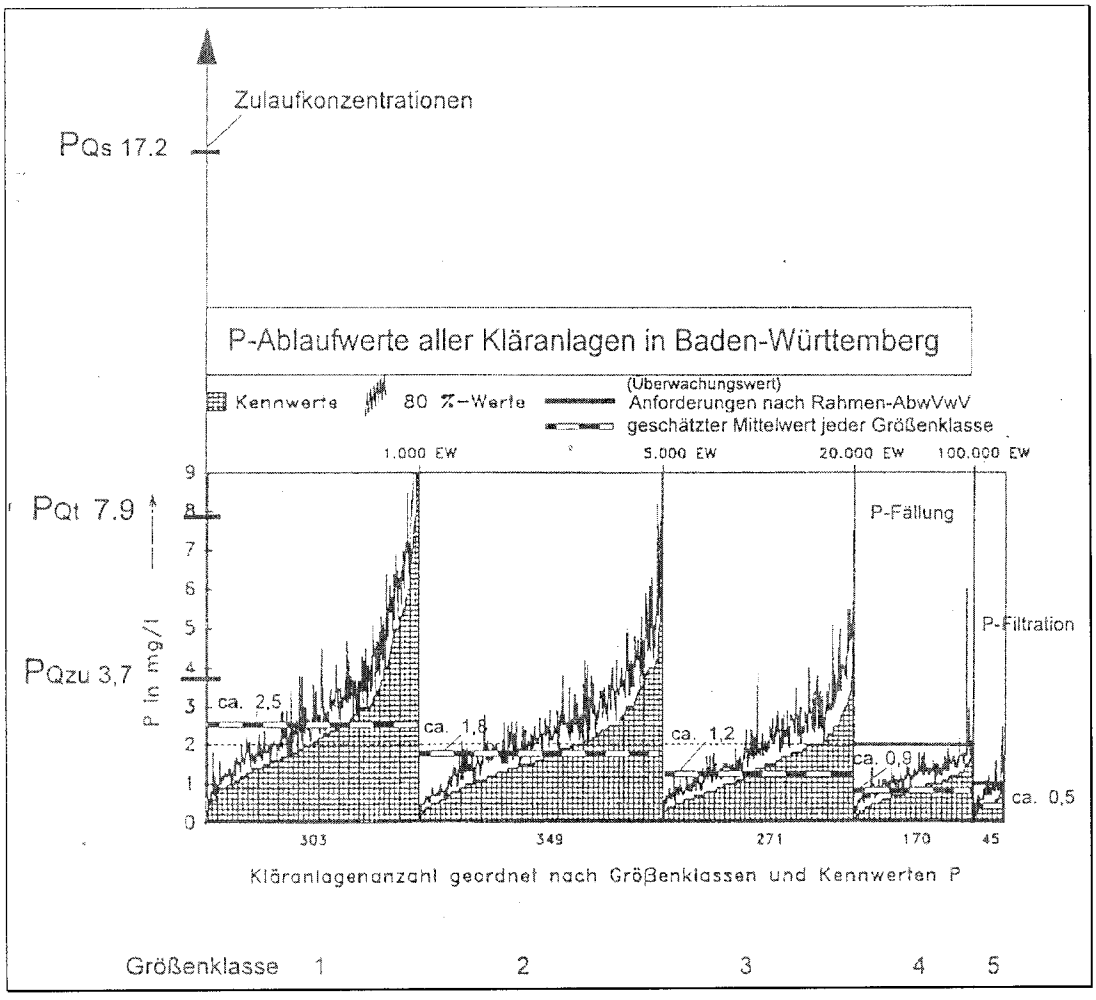
b)
Nach den o.g. durchschnittlichen P-Ablaufwerten könnte durch eine Flockungsfiltration im Vergleich zu einer Anlage mit Simultanfällung eine Reduzierung um 0,30 mg/l erreicht werden. Nach der ATV-FA 2.8 (1998) ist dagegen durch diese Technik eine Verringerung um 0,60 mg/l möglich, da hier von höheren Ablaufwerten bei den Anlagen mit konventioneller P-Elimination ausgegangen wird (0,8 mg/l). Für die Berechnungen wird von einer Reduktion der P-Konzentration um 0,3 bis 0,6 mg/l ausgegangen.

Die insgesamt für Deutschland zu erreichende Emissionsverminderung für P kann über die Abwassermenge der Größenklasse 5 (in 1995 4882 Mio. m^3 ; StaBu, 1998) abgeschätzt werden. Bei einer Verringerung der Ablaufkonzentrationen um 0,3 mg/l P_{ges} ergibt sich eine Frachtverringerung um 1,5 kt P (zum Vergleich: kommunale Kläranlagen insgesamt nach Behrendt et al. (1999): 11,35 kt/a).

Ziel des Einsatzes von Flockungsfiltrationsanlagen ist im Allgemeinen die Verringerung der P-Ablaufkonzentrationen. Die damit verbundene Reduzierung der partikulären Stoffe im gereinigten Abwasser bedeutet jedoch zusätzliche ökologische Verbesserungen, da dadurch auch die Sediment- und Schlammbildung im Gewässer verringert wird, wodurch ansonsten natürliche Lebensräume z.B. in der Kiessohle beeinträchtigt werden können. Durch Feststoffe mit hohem organischem Anteil wird außerdem die Biologie im Gewässer beeinflusst (Artenzusammensetzung, Artenhäufigkeit), die für die Bewertung der Gewässerqualität entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie eine zentrale Bedeutung besitzt. Insbesondere ist die Feststoffbelastung für Fließgewässeroberläufe von Bedeutung, die natürlicherweise nur geringe Konzentrationen feinpartikulärer organischer Substanz aufweisen (ATV-AG 2.1.6, 1997). Eine Bewertung der Wirkung "Verringerung des Eintrags von Feststoffen" ist damit sehr stark von lokalen Randbedingungen abhängig und wird deshalb nicht in die folgenden Kosten-Wirksamkeitsuntersuchungen quantitativ einbezogen.

Durch die weitgehende Abtrennung partikulärer Stoffe bei einer Flockungsfiltration werden auch die Emissionen weiterer Schadstoffe reduziert. Besonders bedeutsam ist dies in Bezug auf Schwermetalle, aber auch andere Mikroschadstoffe können dadurch zurückgehalten werden (ATV-AG 2.1.6, 1997). Allerdings liegen keine genaueren Daten vor, die eine Quantifizierung dieser Emissionsreduzierung ermöglichen würden. Bei einer Flockungsfiltration wird außerdem die mikrobiologische Belastung des Abwassers deutlich verringert. Die Verminderung entspricht allerdings nicht derjenigen, die mit den unter c) behandelten Verfahren zur Abwasserdesinfektion (ATV, 1998) erreicht wird.

Abbildung 3.1-1: Phosphor-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen in Baden-Württemberg (ATV-Landesgruppe Baden-Württemberg,1997, nach Weiß/Michelbach, 1998) [3]



[3] Eingetragen sind zusätzlich typische P-Zulaufkonzentrationen.

c)
In kommunalem Abwasser sind nach einer konventionellen biologischen Reinigung noch eine Vielzahl an Mikroorganismen einschließlich unterschiedlicher Krankheitserreger (Bakterien, Viren, Parasiten) enthalten. Die in Oberflächengewässern vorhandenen hygienischen Belastungen können sowohl durch Abwassereinleitungen verursacht werden als auch durch diffuse Einleitungen wie z.B. Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen oder Regen- bzw. Mischwasserableitungen. Betroffen davon sind auch die Badegewässer. Nach dem Badegewässerbericht der EU-Kommission genügten in den letzten Jahren zwischen 7 bis 12 % der in Deutschland untersuchten Badeplätze an Binnengewässern nicht den Grenzwerten der EU-Badegewässerrichtlinie. Die Leitwerte dieser Richtlinie wurden von 25 bis 32 % der untersuchten Plätze nicht eingehalten[4]. Neben der Nutzung zum Baden ergeben sich außerdem bei Nutzungen zum Wassersport, zur gewerblichen Fischerei, zur landwirtschaftlichen und gärtnerischen Bewässerung sowie zur Viehtränkung erhöhte Anforderungen an die hygienische Beschaffenheit der Gewässer (ATV, 1998).

Bei welchen Emittenten zur Verbesserung der Gewässerqualität anzusetzen ist, ist einzelfallspezifisch zu entscheiden. Allgemeingültige Grenz- oder Leitwerte für die Einleitung von Abwasser in die Gewässer gibt es in diesem Bereich in Deutschland nicht. Im Bundes-Infektionsschutzgesetz ist jedoch die Verhinderung der Ausbreitung von Erregern übertragbarer Krankheiten als Aufgabenstellung der öffentlichen Abwasserbeseitigung verankert. Dabei spielt zusätzlich eine Rolle, dass nach neueren Untersuchungen konventionelle biologische Kläranlagen Verteiler nicht nur von Krankheitserregern, sondern auch von Antibiotikaresistenzen bzw. von antibiotikaresistenten Keimen sind (Dorau, 1999). Danach können Bakterien unterschiedlichster Art die Eigenschaft der Antibiotikaresistenz untereinander austauschen und zusätzlich sogar Resistenzen gegen unterschiedliche Antibiotika sammeln und dann blockweise austauschen (Multiresistenzen).

Ziel einer Abwasserdesinfektion ist es, die Krankheitserreger durch Entfernung, Abtötung oder Inaktivierung soweit zu reduzieren, dass eine Gesundheitsgefährdung durch Abwassereinleitungen in ein Gewässer nicht zu befürchten ist. Das in Deutschland bislang eingesetzte Verfahren zur gezielten Abwasserdesinfektion ist die UV-Bestrahlung, bei der die desinfizierende Wirkung von UV-C-Strahlen genutzt wird (ATV, 1998). Die Wirksamkeit der Strahlung hängt von der Empfindlichkeit der Mikroorganismen ab. Außerdem kann die UV-Strahlung durch UV-absorbierende Stoffe oder durch Beläge auf den Strahlern vermindert werden. Wichtig ist auch die Vermeidung von Kurzschlussströmungen, die die Effektivität einer Anlage erheblich verringern können. Nach ATV (1998) ist bei biologisch gereinigtem Abwasser mit einem Gehalt von 5 bis 20 mg/l abfiltrierbaren Stoffen zur siche-

---

[4] Eine Novellierung der EU-Badegewässerrichtlinie wird derzeit vorbereitet. Nach Lopez-Pila/Dürkop (2001) besteht der Verdacht, dass die zur Zeit gültigen Grenzwerte zu hoch liegen.

ren Einhaltung der Grenz- und Leitwerte der EU-Badegewässer-Richtlinie eine Mindestbestrahlung von etwa 300 bis 450 J/m² einzuhalten (damit ist ein Energieverbrauch von ca. 40 Wh/m³ verbunden).

Ein weiteres, in Deutschland inzwischen in zwei Anlagen großtechnisch eingesetztes Verfahren zur Abwasserdesinfektion ist das Membranbiologie-Verfahren, das aufgrund seiner Wirkungsweise – weitestgehende Abtrennung der partikulären Stoffe – zusätzliche Verbesserungen in der Ablaufqualität erreicht. Aufgrund der Trenngrenze der im kommunalen Abwasserbereich eingesetzten Mikro-/Ultrafiltrationsanlagen werden insbesondere Bakterien zurückgehalten. Wegen der adsorptiven Bindung von Viren an Feststoffe kann auch eine Verminderung der Viren erreicht werden. Der zusätzliche Energiebedarf der Membranbiologieverfahren im Vergleich zu konventionellen Anlagen liegt bei 0,5 bis 1,0 kWh/m³ (ATV, 2000), nach aktuellen Betriebsdaten der Kläranlage Rödingen sogar eher noch höher (Firk/Drensla, 2000). Ältere Angaben lagen bei 0,2 bis 0,5 kWh/m³ Permeat (Kollbach et al., 1997) bzw. nach ATV (1998) bei 0,1 bis 0,7 kWh/m³ Permeat. Hierbei wird allerdings noch ein erhebliches Optimierungspotential gesehen.

Bei dem ebenfalls zur Desinfektion einsetzbaren Verfahren einer der Biologie nachgeschalteten Membranstufe, liegt der Energiebedarf bei etwa 0,25 kWh/m³ Permeat (ATV, 1998) bzw. nach Dittrich et al. (1997) bei 0,06 bis 0,17 kWh/m³.

Zur Beurteilung der Kosten-Wirksamkeit wird als Bezugsgröße 1 m³ desinfiziertes Abwasser verwendet. Nicht berücksichtigt wird dabei allerdings, dass die Desinfektionswirkung der Behandlung über ein UV-Verfahren im Vergleich zu einem Membranverfahren unterschiedlich zu bewerten ist. Da die Empfindlichkeit der Krankheitserreger wie auch anderer Mikroorganismen gegenüber Desinfektionsmitteln sehr unterschiedlich ist, ist auch die Wirkung chemischer Verfahren einschließlich der UV-Behandlung gegenüber den Organismen sehr verschieden. Zur Überwachung der Desinfektionswirkung werden Indikatorbakterien herangezogen. Diese Bakterien sind leicht messbare und relativ harmlose Darmbakterien, die jedoch nur einen begrenzten Überblick über den Gehalt an Krankheitserregern geben können, d.h. der tatsächliche Grad der Desinfektion durch eine UV-Behandlung bezogen auf alle Mikroorganismen kann damit nicht erfasst werden. Demgegenüber werden über Membranverfahren alle Partikel einschließlich Bakterien abgetrennt. Nach Dorau (1999) erreichen die Biomembrananlagen durch die Kombinationswirkung aus hoher Biomassedichte und Sperrwirkung der Membranen eine optimale, zum Teil quasi vollständige Rückhaltung von Mikroorganismen. Die Kontrolle der Funktionstüchtigkeit über Indikatorkeime zeigt damit an, ob die Filtermodule insgesamt in Ordnung sind und nicht, ob speziell für diese Organismen eine Desinfektionswirkung erreicht wird. Sowohl die Abtrennungswirkung als auch die Überwachungsmöglichkeiten beim Membranverfahren zeigen damit deutliche Vorteile gegenüber einer UV-Behandlung.

Dass durch eine Membranfiltration die partikulären Stoffe vollständig zurückgehalten werden, hat zusätzliche ökologische Vorteile. Zum einen ist die Verringerung der Feststofffrachten im Gewässer zu berücksichtigen; diese Wirkung ist allerdings nur vor dem Hintergrund der spezifischen Situation eines Gewässers zu beurteilen (s.o.). Über den Rückhalt der partikulären Stoffe wird aber auch der Eintrag anderer Schad- bzw. Nährstoffe reduziert, für die allgemeine Reduktions- bzw. Qualitätsziele bestehen. Dies gilt zum einen für Phosphor, dessen Gehalt im Ablauf entsprechend den Werten bei der Flockungsfiltration reduziert wird (siehe vorne). Zum anderen sind die Schwermetalle zu nennen, die im Abwasser zu einem hohen Anteil in partikulärer Form vorliegen. Allerdings gibt es bislang keine detaillierteren Untersuchungen zur zusätzlichen Eliminationswirkung von Membranfiltrationsanlagen bzgl. der Schwermetalle im Vergleich zur Elimination konventioneller biologischer Anlagen. Es liegen auch keine Analysen zum gelösten Anteil des Schwermetallgehalts im Ablauf kommunaler Kläranlagen vor, über den die Eliminationswirkung einer Membranfiltration abgeschätzt werden könnte. Von Schäfer/ Hofmann (1997) wird im Rahmen von Arbeiten zur Schadstoffbilanzierung auf Kläranlagen erwähnt, dass für Blei im Ablauf der Nachklärung bei einer Konzentration von 3 μg/l der gelöste Anteil bei 2/3 lag. Für die Abschätzungen wird davon ausgegangen, dass der über eine Membranfiltration zusätzlich eliminierbare Anteil zwischen 30 und 70 % liegt. Für die Ausgangskonzentration im Ablauf konventioneller kommunaler Kläranlagen wird auf die von Fuchs/Scherer (Böhm et al., 2000) erarbeiteten Werte zurückgegriffen und daraus die mittlere Konzentration berechnet (s. Tabelle 3.1-1).

Ein weiterer, bislang jedoch noch nicht detailliert untersuchter Effekt von Membranbiologie-Anlagen ist die verbesserte Elimination von organischen persistenten Stoffen, die vermutlich auf zwei Mechanismen zurückzuführen ist:

- Verringerung des Austrags von Schadstoffen, die in konventionellen Anlagen über die partikuläre Substanz mit ausgetragen werden und
- verbesserter Abbau von Schadstoffen aufgrund des erhöhten Schlammalters in Membranbiologieanlagen und der dadurch möglichen verbesserten Anpassung der Mikroorganismen an die Abwasserzusammensetzung.

Diese Effekte könnten zukünftig insbesondere im Zusammenhang mit den Emissionen endokriner Substanzen aus kommunalen Kläranlagen eine Rolle spielen (Schiewer et al., 2001; Spengler et al., 2000; Günder, 1999).

Tabelle 3.1-1: Mittlere Schwermetall-Ablaufkonzentrationen kommunaler Kläranlagen in [µg/l] (Böhm et al., 2000)

Werte in µg/l	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Mittlere Konzentrationen nach Fuchs/Scherer für:							
- Alte Bundesländer	0,25	4,53	11,78	0,29	8,12	3,44	66,25
- Neue Bundesländer	0,82	9,25	15,31	0,27	12,85	8,35	93,66
Mittlere Konzentrationen[5]	0,36	5,46	12,47	0,29	9,05	4,41	71,64

3.1.3 Kosten und Kosten-Wirksamkeit

a)

Für Simultanfällungsanlagen werden in der Literatur auf die eliminierte P-Fracht bezogene spezifische Kosten genannt. Von Weiß/Michelbach (1998) werden die spezifischen Gesamtkosten für eine P-Elimination über eine Simultanfällung zu 40 DM pro kg P abgeschätzt. Dies entspricht den Angaben von Grünebaum (1993), wonach die spezifischen Kosten der P-Elimination bei Anlagen mit einer Anschlussgröße von 10.000 EW bei etwa 40 DM/kg_P liegen. Erfahrungswerte aus aktuellen Projekten gehen dagegen bei Simultanfällungsanlagen von 0,10 bis 0,15 DM/m^3 an spezifischen Jahreskosten für Kläranlagen <10.000 EW aus. Bei einer P-Eliminationswirkung von 2,1 bis 2,5 g/m^3 ergeben sich damit etwas höhere spezifische Gesamtkosten von 40 – 70 DM/kg_P. Werden die Einsparungen bei der Abwasserabgabe mit berücksichtigt[6], ergibt sich eine Kosten-Wirksamkeit von ca. 20 bis 50 DM/kg_P.

Kosten-Wirksamkeit: 40 bis 70 DM pro kg Phosphor

b)

Der ATV-Fachausschuss 2.8 (1997) gibt an, dass die (jährlichen) Gesamtkosten der Abwasserfiltrationsverfahren (einschließlich der teueren Raumfilterverfahren zur Restnitrifikation bzw. -denitrifikation) zwischen 0,07 und 0,46 DM/m^3 liegen. Als Erfahrungswerte von Kläranlagen der Größenklasse 3 – 5 werden von der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.6 (1997) Gesamtkosten für die Abwasserfiltration von etwa 0,20 bis 0,30 DM/m^3 genannt. Von Weiß/Michelbach (1998) wurden für zwei Beispiele im Bereich des Bodensees die spezifischen Kosten einer Flockungsfiltration bezo-

---

[5] Berechnet über den Bevölkerungsanteil in den Alten und Neuen Bundesländern.

[6] Bei der Abwasserabgabenberechnung entsprechen 3 kg Phosphor einer Schadeinheit. Die Kosten pro Schadeinheit liegen bei 70 DM. Damit ergeben sich mögliche Einsparungen von 23 DM/kg_P.

gen auf die eliminierte P-Menge berechnet. Bei Investitionskosten von 126 bzw. 138 DM/EW (40 % baulicher Teil mit 25 Jahren Nutzungsdauer, 60 % maschineller Teil mit 15 Jahren Nutzungsdauer) und Betriebskosten von 0,12 DM pro m³ Trinkwasser ergaben sich Jahreskosten von 0,08 bzw. 0,13 DM pro m³ Abwasser. Insgesamt erscheint es plausibel, für eine Flockungsfiltration von durchschnittlich 0,15 DM/m³ bei einer Bandbreite von 0,10 bis 0,30 DM/m³ auszugehen. Bei einer P-Eliminationswirkung von im Mittel etwa 0,5 g/m³ (0,3 bis 0,6 g/m³) ergibt sich damit eine Kosten-Wirksamkeit von 300 DM/kg_P (200 bis 1000 DM/kg_P).

Kosten-Wirksamkeit: 200 bis 1000 DM pro kg Phosphor, im Mittel etwa 300 DM pro kg Phosphor

c)

Rautenbach et al. (2000) bewerten die Wirtschaftlichkeit einer Membranbiologie-Anlage im Vergleich zu einer konventionellen Kläranlage. Diesem Vergleich wird der Neubau einer Anlage mit einer Größe von 100.000 EW zu Grunde gelegt. Bei der konventionellen Anlage wird von einer Anlage mit Sandfiltration ausgegangen, als spezifische Investitionskosten werden von Rautenbach et al. (2000) 700 DM/EW angesetzt. Durch den Einsatz der Membrantechnik werden etwa 20 bis 30 % der Investitionskosten im konventionellen Teil eingespart. Die verwendeten, dem Stand der Technik entsprechenden Randbedingungen für die Membrananlage sind: spezifische Investitionskosten von 400 DM/m², Permeatfluss von 20 l/(m² · h) bezogen auf den Trockenwetterzufluss, Membranwechselkosten von 150 DM/m², Energiebedarf von 0,5 kWh/m³ und Membranstandzeit von 4 Jahren. Die Investitionskosten für die Membranlage insgesamt entsprechen damit in etwa den Kosten der konventionellen Anlage, die gesamten spezifischen Behandlungskosten liegen jedoch aufgrund der höheren Betriebskosten (Membranwechsel und höherer Energiebedarf) um 20 % höher als bei der konventionellen Anlage (122,50 DM/(EW · a) im Vergleich zu 98,70 DM/(EW · a)). Bezogen auf die Abwassermenge (einwohnerspezifischer Abwasseranfall: 150 l/(EW · d), mit Misch- und Fremdwassermenge etwa 250 bis 300 l/(EW · d)) ergeben sich damit spezifische Behandlungskosten von 1,12 bis 1,34 DM/(m³ · a) Die Mehrkosten im Vergleich zu einer konventionellen Behandlung (einschließlich Sandfiltration) liegen nach dieser Berechnung bei 0,22 bis 0,26 DM/(m³ · a).

Die berechneten Kosten liegen innerhalb der von ATV (1998) genannten Bandbreite von 0,7 bis über 1,6 DM/m³ für Biomembrananlagen.

Diese Kostenangaben sind (noch) mit einer hohen Unsicherheit verbunden, da aufgrund der wenigen großtechnischen Anlagen nur geringe Erfahrungswerte vorliegen. Aufgrund des zu erwartenden zunehmenden Einsatzes der Membrantechnik im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung und der weiterhin stattfindenden technischen Weiterentwicklungen ist davon auszugehen, dass sowohl Investitions- als auch Betriebskosten (Kosten für Membranen,

Optimierung des Energieverbrauchs) weiter sinken werden. Besondere Bedeutung hat außerdem die Nutzungsdauer der Membranen, die erheblichen Einfluss auf die Kosten hat, die aber bislang aufgrund der noch fehlenden Langzeiterfahrungen nicht gut genug abgeschätzt werden kann. Auch von Rautenbach et al. (2000) wird darauf hin gewiesen, dass noch ein erhebliches Optimierungspotenzial bei den spezifischen Behandlungskosten von Biomembrananlagen besteht und dass "bald" keine Kostenunterschiede mehr zu den konventionellen Verfahren bestehen werden. Für die Berechnungen wurde von mittleren Kosten von 0,2 bis 0,3 DM/(m^3 · a) ausgegangen.

Die genannten Mehrkosten zu konventionellen kommunalen Kläranlagen wurden für den Fall eines Neubaus einer Anlage berechnet. Diese Zahlen sind keinesfalls auf den Umbau oder die Erweiterung bestehender Anlagen zu übertragen, da die Einsparungen im konventionellen Anlagenteil (Verkleinerung der Belebungsbecken, Verzicht auf Nachklärbecken) bei bestehenden Anlagen - bspw. durch geänderte Nutzung der Becken als Speicherbecken oder Regenüberlaufbecken - schwieriger zu realisieren sind. Hier spielen die Randbedingungen der jeweiligen Anlage eine entscheidende Rolle.

Bei einer der biologischen Stufe nachgeschalteten Membranfiltrationsanlage spielt die Frage Neubau oder Erweiterung bestehender Anlagen eine deutlich geringere Rolle, da nicht in die konventionellen Anlagenteile eingegriffen wird. Entsprechend können allerdings auch keine Kosten eingespart werden, die Kosten für die Membranfiltration entsprechen deshalb in diesem Fall den zusätzlichen Kosten. Nach ATV (1998) liegen diese Kosten zwischen 0,4 und über 1,0 DM/m³ Permeat. Von Dittrich et al. (1997) werden für diesen Fall Gesamtkosten von 0,5 - 1,0 DM/m^3 genannt, die anhand kleintechnischer Versuchsanlagen ermittelt wurden. Großtechnische Erfahrungswerte liegen bislang keine vor. In die Berechnungen geht die Bandbreite von 0,4 bis 1,0 DM/m^3 ein.

Die spezifischen Kosten einer UV-Bestrahlung von Abwasser liegen bei 0,05 - 0,10 DM/m^3 Abwasser (ATV, 1998) bzw. 0,05 bis 0,15 DM/m³ (Rudolph, 1999). Bei Niederdruckstrahlern sind etwa die Hälfte dieser Kosten Kapitalkosten, die Betriebskosten entstehen durch den elektrischen Energieverbrauch, den Wartungsaufwand und die Strahlerersatzkosten. Bei Mitteldruckstrahlern sind die Investitionskosten etwas niedriger bei gleichzeitig etwas höheren Stromkosten. Zusätzlich fallen außerdem die Kosten für die i.a. vorzuschaltende Filtrationsstufe an (siehe unter b), auch wenn dies in Einzelfällen nicht zwingend erforderlich ist (Rudolph, 1999).

Tabelle 3.1-2: Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Abwasserdesinfektion bzgl. hygienisiertem Abwasser, eliminiertem Phosphor und Kupfer

Kosten-Wirksamkeit bzgl. Abwasserdesinfektion (pro m³ hygienisiertes Abwasser)		
UV-Behandlung	DM/m³	0,05 bis 0,15 (zzgl. Kosten der Flockungs-filtration von ca. 0,1 bis 0,3)
Membranbiologie[7]	DM/m³	0,2 bis 0,3
nachgeschaltete Membranfiltration	DM/m³	0,4 bis 1,0
Kosten-Wirksamkeit bzgl. zusätzlicher P-Elimination (pro kg Phosphor)		
Membranbiologie[8]	DM/kg	330 bis 1000
nachgeschaltete Membranfiltration	DM/kg	670 bis 3300
Kosten-Wirksamkeit bzgl. zusätzlicher Schwermetall-Elimination (pro g Kupfer)		
Membranbiologie[9]	DM/g	Cu: 23 bis 80
nachgeschaltete Membranfiltration	DM/g	Cu: 46 bis 267

In Tabelle 3.1-2 sind die Kosten-Wirksamkeiten der verschiedenen Maßnahmen für die Wirkungen Abwasserdesinfektion, P-Elimination und Schwermetallelimination (Beispiel Kupfer) zusammengefasst (Wirkung bzgl. P: 0,3 – 0,6 g/m^3 entsprechend b, bzgl. Schwermetalle Reduktion der Ablaufkonzentrationen um 30 – 70 %, s. Kap. 3.1.2). Für die anderen Schwermetalle sind die Ergebnisse in Tabelle 3.1-3 dargestellt.

Tabelle 3.1-3: Abschätzung der Kosten-Wirksamkeit der Membran-Verfahren bzgl. einer zusätzlichen Schwermetallelimination in [DM/g]

Membranbiologie	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
günstige Verhältnisse	714	52	23	31	65	4
ungünstige Verhältnisse	2500	182	80	110	227	14
nachgeschaltete Membranfiltration	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
günstige Verhältnisse	1429	104	46	63	130	8
ungünstige Verhältnisse	8333	606	267	366	758	47

[7] Bezogen auf Anlagenneubau, Mehrkosten gegenüber konventioneller Anlage.

[8] Bezogen auf Anlagenneubau, Mehrkosten gegenüber konventioneller Anlage.

[9] Bezogen auf Anlagenneubau, Mehrkosten gegenüber konventioneller Anlage.

3.2 Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbehandlung und –bewirtschaftung

Im Bereich der Regenwasserbehandlung und –bewirtschaftung werden folgende Maßnahmen behandelt:

a) Abkopplung von Flächen vom Kanalnetz durch Entsiegelung und Regenwasserversickerung.

b) Verbesserte Behandlung des eingeleiteten Misch- bzw. Regenwassers aus Misch- /Trennkanalisationen.

Aufgrund der sehr großen Bedeutung der Emissionen aus dem Bereich der Regenwasserbehandlung an den Gesamteinträgen in die deutschen Gewässer wird im Folgenden insbesondere auf diesen Aspekt eingegangen. Die Vermeidung organischer oder anorganischer sowie hydraulicher Belastungsstöße durch diese Maßnahmen ist dagegen vor allem für lokale Immissionsbetrachtungen relevant und kann deshalb nicht in den Mittelpunkt der hier vorzunehmenden Betrachtungen gestellt werden (s. Kap. 3.2.2).

Eine deutliche Reduzierung der Belastungen aus der Regenwasserbehandlung ist auch durch eine Optimierung des Zusammenspiels Kläranlage und Kanalnetz möglich, indem bspw. Regenwasserbehandlung und Abwasserreinigung bei Mischwasserzufluss dynamisch miteinander gekoppelt werden (Schilling et al., 1999; Bruns, 1999; s. auch Hahn et al., 2000). Für ein Beispiel einer solchen Kanalnetzbewirtschaftung (Einzugsgebiet der Kläranlage Ense-Bremen) werden von Weyand/Willems (1999) die in Tabelle 3.2-1 aufgeführten Daten genannt, die die erzielte Verbesserung für das Entwässerungssystem, bezogen auf die Entlastungsrate und die Anzahl der Entlastungsereignisse, dokumentieren. Allerdings ist die Quantifizierung der Wirkungen und der Kosten in allgemeiner Form nicht möglich, da dabei die lokalen Randbedingungen entscheidend sind. Solche Maßnahmen werden deshalb im Weiteren nicht bei den Kosten-Wirksamkeitsanalysen berücksichtigt, obwohl sie im Einzelfall eine sehr effektive Emissionsminderungsmaßnahme darstellen können.

Tabelle 3.2-1: Kennzahlen des Entwässerungssystems Ense-Bremen für den unbewirtschafteten und den bewirtschafteten Betriebszustand (Weyand/Willems, 1999)

	Entwässerungsbetrieb	
	ohne Bewirtschaftung	**mit Bewirtschaftung**
Anzahl Entlastungsereignisse pro Jahr	18	14
Jahresentlastungsrate	30 %	21 %
Auslastung der Speicherräume, bezogen auf das maximal verfügbare Volumen	59 %	71 %

3.2.1 Beschreibung der Maßnahmen

zu a):
Durch die Versickerung von Niederschlagswasser können die wasserwirtschaftlichen Folgen der Entwässerung bebauter und befestigter Flächen ("versiegelter" Flächen) zumindest teilweise verringert werden. Regenwasser, das versickert wird, bleibt dem natürlichen lokalen Wasserkreislauf erhalten. Gleichzeitig bewirkt die Versickerung eine Minderbelastung der Kanalnetze, Kläranlagen und Vorfluter (hydraulische Belastungsspitzen), wobei allerdings durch das Umlenken der Wasserströme gleichzeitig auch die Verteilung der Schadstofffrachten verändert wird. Auch bei enger Bebauung und weniger durchlässigem Untergrund ist eine Regenwasserversickerung von zumindest Teilmengen technisch möglich. Dabei ist die Versickerung jedoch nicht als isolierte Maßnahme, sondern als Teil eines Regenwasserentsorgungssystems aufzufassen, bei dem die Komponenten (dezentrale) Versickerung, (dezentrale) Speicherung und (gedrosselte) Ableitung für die jeweiligen örtlichen Voraussetzungen und Anforderungen aufeinander abgestimmt werden müssen. In diesem Sinne ist die Versickerung eine wesentliche Komponente eines ortsspezifisch ausgelegten Konzeptes der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung in einem urbanen Entwässerungssystem. Mit diesem wird erreicht, dass ein möglichst großer Anteil des Niederschlagswassers in dem Gebiet zurückgehalten und versickert bzw. dem lokalen Wasserkreislauf zugeführt werden kann und so wenig wie nötig in die Kanalisation eingeleitet werden muss. Dabei ist grundsätzlich zu beachten, dass mit der Regenwasserversickerung eine Aufkonzentrierung der (Schad-) Stoffeinträge in den Boden stattfindet (Größenordnung ca. 1:5 bis 1:50). Relevante Schadstoffmengen werden dabei durch die Materialbeschaffenheit und die Nutzung der abflussliefernden Flächen sowie durch atmosphärische Stoffeinträge verursacht. Die Frachten der nicht bzw. schwer abbaubaren Schadstoffe (insbesondere Schwermetalle) sowie die Bodeneigenschaften sind bei der Dimensionierung und Ausgestaltung von Versickerungsanlagen zu berücksichtigen (z.B.

Ableiten des first-flush, Berücksichtigung des Bodenbelastungspotenzials, ggf. gezielte Veränderung der Bodenmatrix), um die Belastung der Böden zu verringern und auch langfristig Einträge von Schadstoffen in das Grundwasser zu vermeiden (Boller, 1998; Stotz/ Krauth, 1998; Förster, 1998).

Die Vielzahl möglicher technischer Ausführungen von Versickerungsanlagen kann in sechs gebräuchliche Haupttypen differenziert werden (nach Geiger/Dreiseitl, 1995):

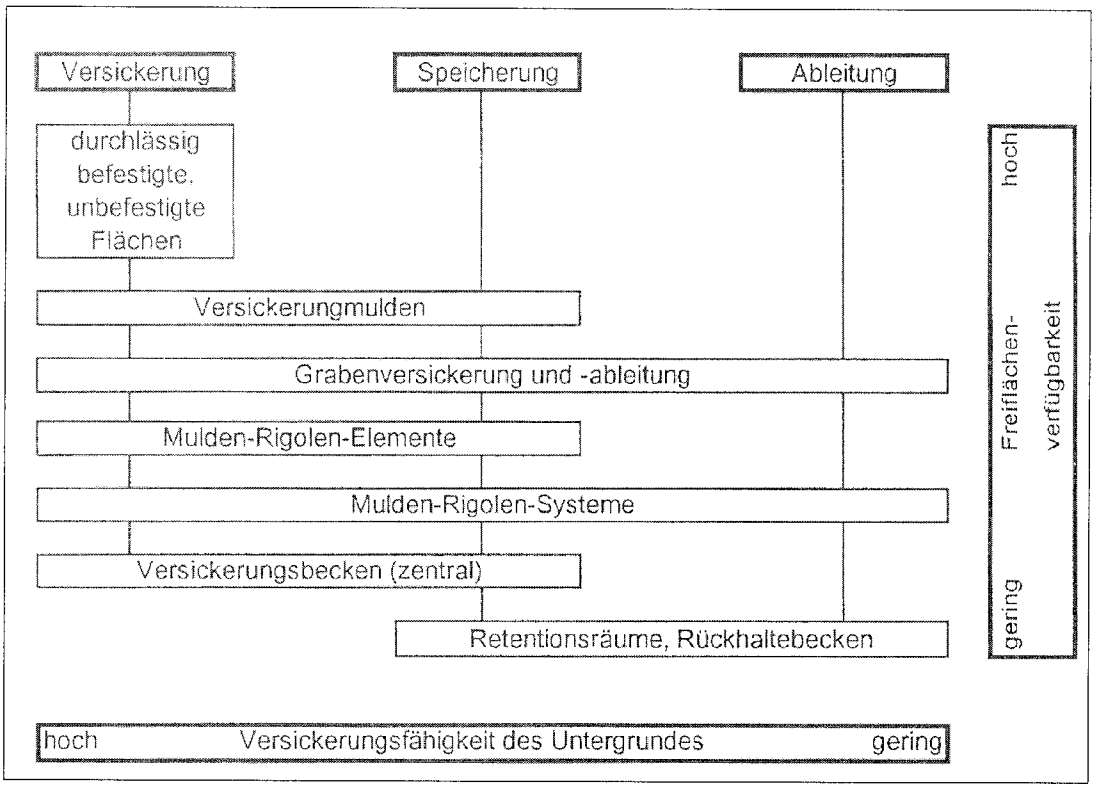
- **Flächenversickerung**: Flächenförmige Versickerung über eine durchlässige Oberfläche. Infiltration über feinkörnige Deckschichten. Auch Versickerung im Seitenraum undurchlässiger Flächen.
- **Muldenversickerung**: Flächenförmige Versickerung über eine belebte Bodenschicht. Infiltration über feinkörnige Deckschichten (zusätzliche Filterwirkung).
- **Beckenversickerung**: Flächenförmige Versickerung über die belebte Bodenschicht in einem humusierten Becken. Infiltration entweder über feinkörnige Deckschicht (zusätzliche Filterwirkung) oder direkt in die sickerfähige Schicht.
- **Rigolen- und Rohrversickerung**: Oberflächennahe Versickerung durch einen gut durchlässigen, künstlich eingebrachten, überdeckten Kieskörper mit großer aktiver Versickerungsfläche und hohem Retentionsvermögen. Infiltration über feinkörnige Deckschichten (zusätzliche Filterwirkung) [Rigolenversickerung]. Linienförmige Versickerung mittels perforiertem Versickerungsrohr mit großem Durchmesser im überdeckten Graben. Rohre und Kiesummantelung dienen als Retentionsraum [Rohrversickerung].
- **Mulden-Rigolenversickerung**: Retention durch Mulden und stark verzögerte Ableitung oder Versickerung durch darunter angeordnete Rigolen.
- **Schachtversickerung**: Konzentrierte, punktförmige Versickerung mittels Versickerungsschacht und künstlich eingebrachter Filterschichten. Infiltration direkt in die sickerfähige Schicht unter Ausschluss einer Passage durch feinkörnige Deckschichten.

Ein grobe Charakterisierung der Haupttypen gibt die Tabelle 3.2-2. Abbildung 3.2-1 zeigt die typischen Anwendungsbereiche in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit des Bodens und der Flächenverfügbarkeit.

Tabelle 3.2-2: Haupttypen von Versickerungsanlagen

	Oberflächenspeicherung			unterirdische Speicherung		
	Flächen-versicke-rung	Mulden-versicke-rung	Becken-versicke-rung	Rigolen- u. Rohrver-sickerung	Mulden-Ri-golen-Ver-sickerung	Schacht-versicke-rung
Flächenbedarf	groß	mittel	groß	gering	mittel	gering
Reinigungswirkung	groß	groß	groß	gering	mittel	gering
Speicherwirkung	gering	groß	groß	mittel	groß	mittel
Erforderliche Durch-lässigkeit des Bodens	groß	mittel	mittel	mittel	gering	gering
Erforderliche Rela-tion Versickerungs-rate (V) zu Nieder-schlagszufluss (N)	V > N	V < N	V < N	V < N	V < N	V < N
Herstellungsaufwand	einfach	einfach	einfach	aufwendig	aufwendig	aufwendig
Wartungsaufwand	gering	gering	mittel	mittel	gering	Mittel
Kosten	gering	mittel	mittel	hoch	hoch	hoch

Abbildung 3.2-1: Konzepte der Regenwasserbewirtschaftung in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit des anstehenden Bodens und der Flächen-verfügbarkeit (ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6, 1999)



Folgende allgemeine Randbedingungen sind zu beachten:

- Handlungsbedarf im Bereich der Kanalnetze besteht häufig aufgrund der fortschreitenden Versiegelung. Dadurch kommt es zur systematischen Mehr- und Überbelastung vorhandener Kanalnetze. Nach Bestandsaufnahmen im Rahmen von Generalentwässerungsplänen sind ca. 20 % der bestehenden Kanalisationen hydraulisch überlastet (Kaiser, 2000). Derzeit werden in Deutschland pro Tag 100 – 120 ha in Siedlungs- und Verkehrsfläche umgewandelt. Nach dem umweltpolitischem Schwerpunktprogramm soll diese Zahl bis 2020 auf 30 ha pro Tag reduziert werden (Schröter, 2000). Als rechtliche Eingriffsmöglichkeit enthält das Bundesbodenschutzgesetz nach § 5 eine Ermächtigungsgrundlage zum Erlass einer Entsiegelungsverordnung.
- Zusätzlicher Handlungsbedarf besteht außerdem aufgrund defekter Kanalsysteme. Im Rahmen von Planungen zur Kanalsanierung sind Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung zu berücksichtigen und können ggf. auch zu erheblichen Kosteneinsparungen führen (vgl. z.B. Adams, 1996).
- Bei der Umsetzung von Maßnahmen zur Versickerung von Regenwasser bestehen grundsätzlich deutliche Unterschiede zwischen Neubaugebieten und Maßnahmen im Bestand. Die Gründe dafür sind vor allem der Flächenbedarf für die Versickerung und die Veränderungen für die Entwässerungsplanung, beides Punkte, die leichter bei neu zu erschließenden Gebieten berücksichtigt werden können.
- Das Potenzial zur Abkopplung von versiegelten Flächen von der Kanalisation ist erheblich: für städtische Gebiete zeigen Untersuchungen u.a. im Emschergebiet Werte zwischen 10 bis 30 %, unter optimalen Bedingungen sogar noch höhere Werte (Raasch/Köppner, 2000; Londong, 1999; Wolf/Milojevic, 2000). In ländlichen Gebieten ist dagegen der Anteil selbst bei eher ungünstigen Randbedingungen (gering bis schlecht durchlässiger Boden, teilweise starkes Gefälle, im Ortskern verdichtete Bebauung) höher. Von Leinweber/Schmitt (2000) wird für eine entsprechendes Beispielsgebiet ein maximales Potenzial von 82 % genannt. Nach der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6 (1999) sollte als langfristige Zielsetzung die Reduzierung der angeschlossenen undurchlässigen Flächen um 25 % auch in Bestandsflächen angesehen werden.
- Grundsätzlich ist der Anteil der versiegelten Flächen auf das unvermeidbare Maß zu reduzieren. Für die Entwässerung der dann noch versiegelten Flächen ist eine Versickerung bzw. ein kombiniertes System vorzusehen. Bei hoher Versickerungsfähigkeit des Untergrunds überwiegen die Komponenten Versickerung und Speicherung, bei geringer Versickerungsfähigkeit die Komponenten Speicherung und Ableitung. Die Ableitung sollte möglichst mit einer Speicherung verknüpft werden.

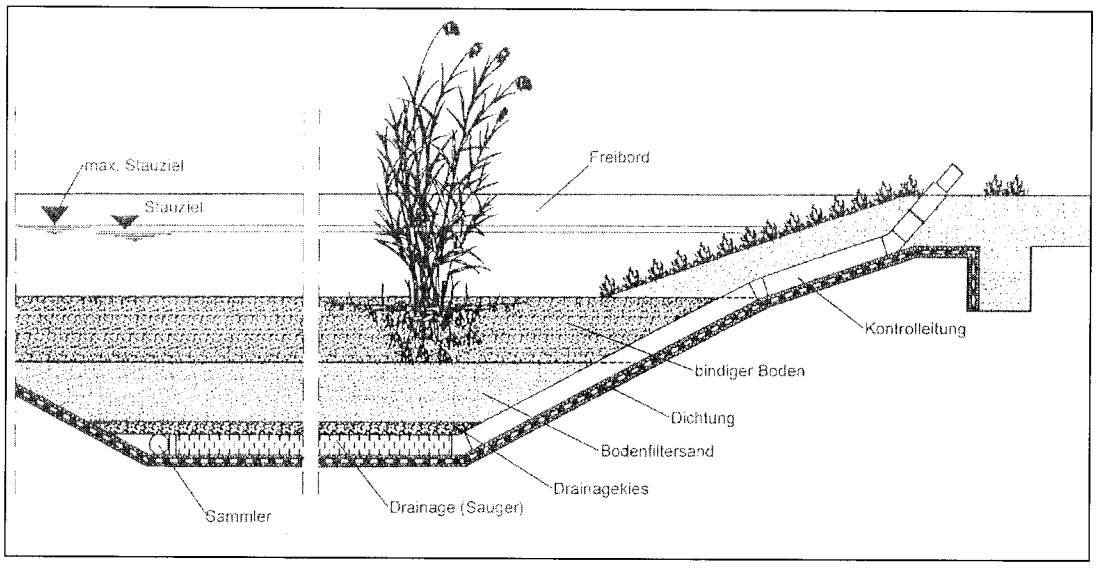
- Nach Modellberechnungen kann durch eine Abkopplung von Flächen eine erhebliche Reduzierung der Schmutzfrachten aus Mischwasserentlastungen erzielt werden. Bei einer weitest gehenden Abkopplung ist damit jedoch auch eine deutliche Steigerung der Entlastungskonzentrationen verbunden (Leinweber/Schmitt, 2000).
- Eine verstärkte Versickerung bedeutet eine erhebliche Veränderung der Wasserströme in dem jeweiligen Gebiet. Ggf. kann dadurch der Grundwasserstand ansteigen. Über defekte Kanalsysteme oder über Dränagen kann dann unter Umständen die Fremdwassermenge im Kanalnetz deutlich ansteigen, so dass die positiven Effekte der Regenwasserversickerung teilweise wieder aufgehoben werden. Es ist deshalb ganz entscheidend, bei der Planung von Abkopplungsmaßnahmen entsprechende Effekte zu berücksichtigen.
- Generell bedeuten Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung bei persistenten Schadstoffen (z.B. Schwermetalle) keine Verringerung der Emissionen in die Umwelt, sondern eine Verlagerung in den Boden- bzw. Abfallbereich (s. Gieska et al., 2000: Messungen an Versickerungsstandorten von Regenwasser in Halle: in einigen Jahren bis Jahrzehnten werden Vorsorgewerte nach BBodSchV (1999) für verschiedene Schwermetalle erreicht; entsprechend den Ergebnissen von Boller/Häflinger, 1996). Deshalb sind parallel Maßnahmen an den Emissionsquellen notwendig, z.B. bei der Verwendung von Schwermetallen im Außenbereich oder bei den Luftemissionsquellen. Wichtig ist deshalb eine möglichst schadlose Versickerung des Regenwassers ohne Gefährdung des Grundwassers, d.h. Versickerung über bewachsenen Oberboden, Reduzierung des Schadstoffgehalts im Regenwasser, Berücksichtigung der lokalen Randbedingungen. Eine direkte unterirdische Versickerung (Schachtversickerung bzw. Rohrversickerung) ist dagegen zu vermeiden.
- Ein naturnahes Regenwasserbewirtschaftungskonzept muss denselben Entwässerungskomfort wie konventionelle Misch- oder Trennsysteme sicherstellen.

b)
Zur Behandlung von Niederschlagswasser werden in den Kanalnetzen z.T. Regenbecken eingesetzt. Im Mischsystem sind dies hauptsächlich Regenüberlaufbecken (RÜB), die als Retentionsräume mit Entlastungsmöglichkeit bei Regenwetter Mischwasser vorübergehend speichern und gedrosselt zum Klärwerk weiterleiten. Etwa 50 bis 60 % des jährlichen Regenwasserabflusses werden dadurch bei durchschnittlich bemessenen Becken nach dem ATV-Arbeitsblatt A 128 (1992) weitergeleitet. Der restliche Regenwasserabfluss wird dagegen als Mischwasser direkt ins Gewässer abgeschlagen. Das Ziel im Trennsystem ist es, das Regenwasser getrennt vom Schmutzwasser abzuleiten. Hier wird im Allgemeinen keine technische Regenwasserbehandlung vorgenommen, da davon ausgegangen wird, dass die Trennung von Schmutz- und Regenwasser hinsichtlich des erforderlichen Gewässerschutzes ausreicht. Nur in Ausnahmefällen (z.B. bei besonders schutzbedürftigen Gewässern oder bei erhöhten Belastungen im Regenwasserkanal aufgrund ange-

schlossener Gewerbegebiete) wurden bislang zusätzliche Maßnahmen ergriffen, i.d.R. der Bau von Regenklärbecken (RKB). RKB sind Absetzbecken für leicht sedimentierbare Stoffe mit integriertem Leichtstoffabscheider. Die zurückgehaltenen Schmutzstoffe werden in den Schmutzwasserkanal abgeleitet. Die Gewässerbelastungen bei Regenwetter können dadurch verringert werden.

Soll der Gewässerschutz verbessert und dazu die Belastungen durch Regenwasser verringert werden, können zum einen zusätzliche Regenbecken vorgesehen werden. Zum anderen können aber auch andere Behandlungsverfahren eingesetzt werden. Eine in jüngster Zeit verstärkt untersuchte und angewendete Technik sind Bodenfilteranlagen, die sowohl im Misch- als auch im Trennsystem eingesetzt werden können. Diese Anlagen sind in der Regel Becken in Erdbauweise mit mehreren unterschiedlichen Filterschichten (s. Abbildung 3.2-2). Nach unten wird das Filter über Folien oder mineralische Dichtungen abgedichtet, das durch das Filter perkolierende Wasser wird über eine Drainage abgeleitet. Eine obere Schicht bindigen Bodens dient der erhöhten Sorption von partikulären und gelösten Stoffen (N, P, CSB). Eine Bepflanzung mit Schilf beugt Kolmationen vor (Born et al, 2000). Zur Reinigung des Wassers tragen letztlich sehr viele unterschiedliche, parallel ablaufende Prozesse im Filter bei (Adsportion, Filterwirkung, Stoffwechselprozesse, etc.). Bodenfilter stellen damit mechanisch-biologische Kläranlagen mit Rückhaltefunktion dar.

Abbildung 3.2-2: Aufbau eines Retentionsbodenfilters im Mischsystem (LfU, 1998)



Erste Erfahrungen über den Einsatz dieser Technik liegen inzwischen vor (z.B. LfU, 1998; Born et al., 2000). Die bisherigen Anwendungsbeispiele zeigen jedoch eine sehr große Vielfalt bzgl. der Dimensionierung der vorgesehenen Vorreinigungsstufe

und der erzielten Reinigungsleistungen solcher biologischer Filter. Beispielsweise werden Bodenfilter sowohl nach Regenüberläufen, nach Regenklärbecken sowie nach Regenüberlaufbecken (teilweise entsprechend A 128, teilweise deutlich kleiner dimensioniert) im Misch- bzw. Trennsystem eingesetzt. Von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg wurde ein allgemeingültiger Ansatz zur Bemessung von Bodenfilteranlagen zur Misch- oder Regenwasserbehandlung veröffentlicht (LfU, 1998), für dessen Ausgestaltung jedoch weiterer Forschungs- und Untersuchungsbedarf gesehen wird (Born et al., 2000; Kasting, 2000). Aufgrund des verstärkten Einsatzes dieser Technik in den letzten Jahren und den hieraus zusätzlich zu erwartenden Erfahrungen und Untersuchungsergebnissen ist kurzfristig mit weiteren Entwicklungen zu rechnen. Für die nachfolgenden Kosten-Wirksamkeitsanalysen bedeutet dies, dass die Ergebnisse bei dem derzeitigen Kenntnisstand bzgl. Dimensionierung (Kosten) und Reinigungsleistung (Wirkung) mit deutlichen Unsicherheiten behaftet sind.

3.2.2 Wirkungen der Maßnahmen

3.2.2.1 Qualitative Beschreibung der Wirkungen

Die Wirkungen von Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbewirtschaftung sind sehr vielfältig und betreffen sowohl den stofflichen als auch den nichtstofflichen Bereich. Beispielhaft ist in Tabelle 3.2-3 die zusammenfassende Darstellung der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.7 zu den durch die Siedlungsentwässerung bei Regenwetter verursachten Problemen und Ursachen und den möglichen Maßnahmen wiedergegeben.

Die eigentliche Ursache für die notwendige Bewirtschaftung und Ableitung von Regenwasser ist die Versiegelung von Flächen. Durch die Versiegelung wird zum einen die **Grundwasserneubildung verringert**. Dies kann u.a. dazu führen, dass der Niedrigwasserabfluss benachbarter Gewässer reduziert wird. Die über die Kanalisation beschleunigt abgeleiteten Misch- und Regenwassermengen bedeuten zum anderen deutliche Belastungen bei den als Vorfluter dienenden Gewässern. Dabei ist wiederum zu unterscheiden zwischen den hydraulischen und den stofflichen Belastungen.

Die **hydraulische Belastung** führt zu einer kurzfristigen starken Erhöhung von Abfluss und Sohlschubspannung. Dies kann im Extremfall eine vollständige Umlagerung der Gewässersohle verursachen und bedingt außerdem ein erhöhtes Driftrisiko für wirbellose Gewässerorganismen. Auch die Gewässerstrukturgüte kann dadurch erheblich beeinträchtigt werden (insbesondere Tiefenerosion). Verschiedene Untersuchungen zeigen die große Bedeutung dieser Beeinträchtigungen, die z.T. (insbesondere bei kleineren Bächen mit guter Selbstreinigungskraft) für das Gewässer

entscheidende Belastungen darstellen können (Schmidt, G., 2000; Borchardt et al., 1998; Geiger/Wagner, 1998; Fuchs, 1997).

Stoffliche Einträge betreffen sowohl Feststoffe als auch gelöste Stoffe. Zu nennen sind sowohl sauerstoffzehrende Verbindungen, die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor und Spurenschadstoffe wie Schwermetalle oder verschiedene organische Verbindungen. Bezugsgröße bei der Bemessung von Regenüberlaufbecken in Mischkanalnetzen ist der CSB, ein Maß für den Anteil sauerstoffzehrender Verbindungen. Da jedoch der Eintrag sauerstoffzehrender Verbindungen in der Vergangenheit in Deutschland erheblich reduziert werden konnte und in diesem Bereich nur noch in Einzelfällen Handlungsbedarf besteht, hat der Parameter CSB für die folgenden Betrachtungen nur geringe Bedeutung. Größere Bedeutung besitzen dagegen die Nährstoffe und die Schwermetalle. Wählt man als Betrachtungsebene das gesamte Bundesgebiet, so liegt der Anteil der über die Regenwasserableitung eingeleiteten Emissionen an den Gesamtemissionen bei den Nährstoffen nach Böhm et al. (2000) bei 4 % (N_{ges}) bzw. bei 11 % (P_{ges}). Bei den Schwermetallen liegt dieser Anteil zwischen 12 % und 34 % (s. Tabelle 3.2-4). Auf Flussgebietsebene oder auf Ebene einzelner Gewässer (-abschnitte) können diese Anteile jedoch noch deutlich höher liegen (bei 25 Seen in Schleswig-Holstein liegt bspw. der Anteil beim Phosphor zwischen 0,6 und 35 %; Voss, 1998). Zur Bedeutung der eingeleiteten organischen Spurenschadstoffe (z.B. bzgl. der prioritären Stoffe nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie) liegen noch keine entsprechende Bilanzierungen vor, hier besteht noch erheblicher Untersuchungsbedarf.

Tabelle 3.2-3: Probleme, Ursachen und mögliche Maßnahmen im Zusammenhang mit der Siedlungsentwässerung bei Regenwetter (ATV-AG 2.1.7, 1998)

Ort der Manifestation		Problem	Ursache	Beispiele möglicher Maßnahmen im Siedlungsgebiet	in der Siedlungsentwässerung	natürl. Einzugsgebiet/im Gewässer
Siedlungsgebiet, Kanalisation		Häufige und lange Mischwasserentlastungen	Fremdwasser und wenig verschmutztes Abwasser im Mischsystem	- separate Ableitung des Regenwassers - Versickerung	Vermeidung der Fremdwassereinleitungen	
			ungleichmäßige Drosselung		Optimierung der Drosselung	
Gewässer	Umgebung der Einleitung	Ästhetische Beeinträchtigung	Grobstoffe im Mischwasser		Rechen/Siebe	
		Ablagerungen	Feststoffe im Mischwasser		Vermeidung, Behandlung (z.B. Sedimentation, Wirbelabscheider), Optimierung des Betriebes	
		Hygiene	Bakterien, Krankheitserreger		Verlegung der Einleitung,	
		Hydraulische Belastung	Durchfluß-Spitzen und -Häufigkeit	Entsiegelung, RW-Nutzung, Retention, Versickerung	Speicherung, Abfluß-Steuerung,	Profil-Anpassung, Substrat-Verbesserung
	Grössere Gewässerabschnitte	Akute Probleme (Toxizität, O_2)	Toxische Stoffe, z.B. Ammoniak; Durchfluß, pH-Wert und Temperatur im Fließgewässer	Schmutzwasserspeicher	Verlegung der Einleitung, Speicherung, Abfluß-Steuerung, Behandlung (z.B. Bodenfilter, Kläranlage, etc.)	Beschattung, Verbesserung des hydrol. Regimes
		organische Belastung, Eutrophierung Chronische Toxizität	Schmutzstoffe bzw. Nährstoffe, Schwermetalle, Pestizide, etc.	Maßnahmen an der Quelle	Speicherung, Abflußsteuerung, Behandlung (z.B. Bodenfilter, phys.-chem. Behandlung, Kläranlage)	Beschattung

Tabelle 3.2-4: Gesamtübersicht über die in Gewässer eingeleiteten Frachten in Deutschland für den Bezugszeitraum 1993-1997 aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Eintragspfaden[10]

	N	P	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	t/a	t/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a
Gesamt D	**818.155**	**36.661**	**18.134**	**417.745**	**751.315**	**6.903**	**386.542**	**494.746**	**4.192.266**
Summe Punktquellen	**231.875**	**12.021**	**4.065**	**69.607**	**156.640**	**2.996**	**108.293**	**62.431**	**848.720**
Kommunale Einträge	***204.860***	***11.350***	***3.049***	***49.173***	***123.994***	***2.773***	***85.634***	***38.679***	***689.620***
Industrielle Einträge	***27.015***	***671***	***1.016***	***20.435***	***32.646***	***223***	***22.659***	***23.752***	***159.099***
Summe diffuse Einträge	***586.280***	***24.640***	***14.070***	***348.138***	***594.675***	***3.907***	***278.248***	***432.315***	***3.343.546***
Erosion	12.290	8.100	2.060	153.673	180.866	1.084	90.761	180.304	759.636
Oberflächenabfluss/ Abschwemmung	13.560	3.290	1.792	4.858	22.518	41	8.309	20.225	170.181
Drainagen	121.390	3.260	2.443	7.150	43.383	305	11.181	12.037	488.818
Deposition	10.510	230	1.245	3.113	18.676	124	9.337	24.900	155.629
urbane Flächen	34.100	4.020	4.970	50.626	227.921	1.482	64.043	119.064	1.440.410
Grundwasser/ geogener Hintergrund	394.430	5.740	1.543	128.233	85.491	858	94.039	70.956	299.207

[10] Emissionen aus der Regenwasserableitung entspricht Eintragspfad urbane Flächen.

Besondere Bedeutung können auch die über die Misch- bzw. Regenwassereinleitungen verursachten seuchenhygienischen Belastungen (Bakterien, Krankheitserreger) besitzen. Andere mögliche Ursachen solcher Belastungen sind Einleitungen aus Kläranlagen oder sonstige diffuse Einträge wie z.B. Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Von Bedeutung sind solche Belastungen vor allem bei der Nutzung der Gewässer als Badegewässer oder bei Nutzungen zum Wassersport, zur gewerblichen Fischerei, zur landwirtschaftlichen und gärtnerischen Bewässerung sowie zur Viehtränkung (ATV, 1998).

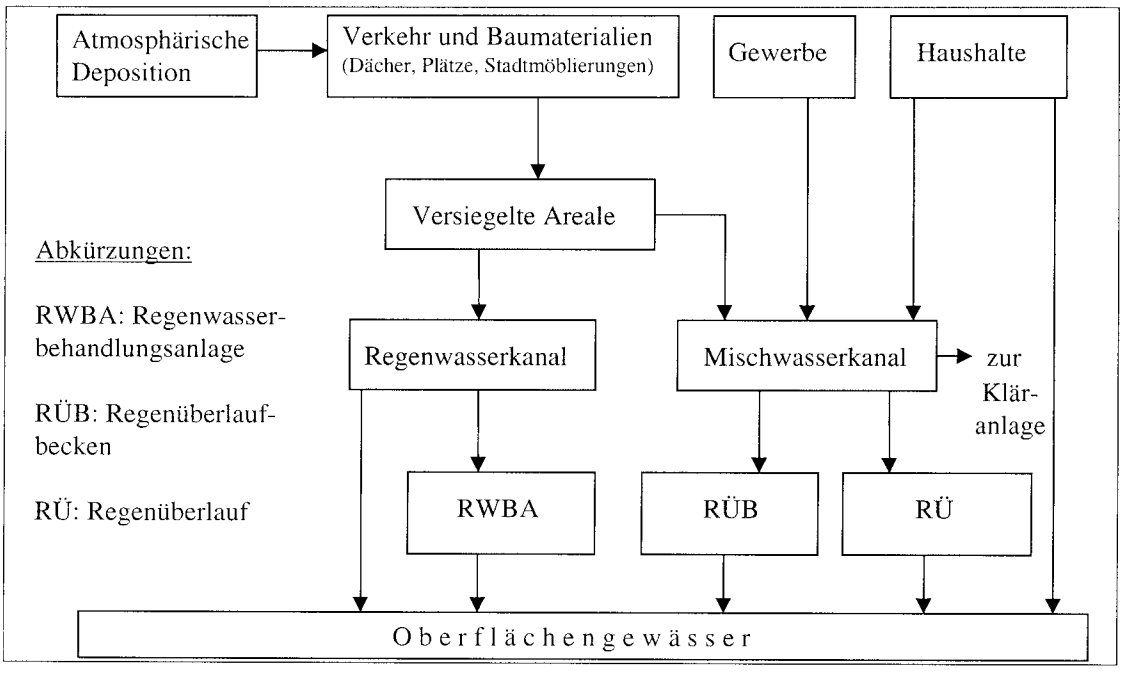
Die **Hauptquellen des Eintrags umweltrelevanter Stoffe** mit dem Regenwasser in die Kanalisation und letztlich in die Gewässer sind grundsätzlich die atmosphärische Deposition, der Straßenverkehr, Verunreinigungen wie z.B. Pflanzenreste und Tierexkremente sowie Einträge aus den abflusswirksamen Oberflächen. Der Niederschlag nimmt bereits bei seinem Weg durch die Atmosphäre eine Reihe von staub- und gasförmigen Stoffen auf. Diese Belastung wird durch die Verschmutzung der Oberflächen bzw. durch die Materialeigenschaften selbst je nach der Dauer der Trockenperiode um ein Vielfaches erhöht. Bei im Trennverfahren entwässerten Gebieten wird dieser Regenabfluss getrennt vom zur Kläranlage abgeführten Schmutzwasserabfluss abgeleitet. Bei der Mischkanalisation werden dagegen die Einträge aus Haushalten, die industriellen Indirekteinleitungen und die Niederschlagsabflüsse in einem Kanal erfasst und der Kläranlage zugeführt. Bei Starkregenereignissen ist das System nur zum Teil in der Lage, die Wassermengen zwischenzuspeichern, um sie nach dem Ereignis der Kläranlage zuzuleiten. Die nicht behandel- bzw. speicherbaren Mischwassermengen werden dann über Regenüberläufe, Stauraumkanäle oder Regenüberlaufbecken in die Gewässer entlastet (s. Abbildung 3.2-3). Dabei kommt es zusätzlich im Kanalsystem zur Erosion der auf die vorangegangene Trockenwetterperiode zurückzuführenden Kanalablagerungen und der an Kanalwandungen wachsenden Sielhäute (Stotz/Knoche, 2000).

Eine Quantifizierung bzw. eine Abschätzung der Wirkungen der genannten Maßnahmen im Bereich Regenwasserbewirtschaftung wird für folgende Parameter durchgeführt:

- emittierte Nährstoffmengen (N und P) und
- emittierte Schwermetallmengen.

Die tatsächlichen lokalen Wirkungen von Maßnahmen bzw. deren konkrete Auswirkungen im Gewässer (z.B. Vermeiden akuter toxischer Wirkungen durch NH_4-Belastungen) sind jedoch stark von den jeweiligen Randbedingungen abhängig. Immissionsbetrachtungen können deshalb im Einzelfall entsprechende Maßnahmen notwendig machen. Die folgenden Auswertungen sollen dagegen für durchschnittliche Verhältnisse in Deutschland gelten und von allgemeinerer Bedeutung sein.

Abbildung 3.2-3: Herkunftsbereiche und Eintragspfade für Schwermetalle aus diffusen Quellen der Siedlungsentwässerung (verändert nach Stotz/Knoche, 2000)



3.2.2.2 Beschreibung bisheriger Ansätze zur Berechnung von Emissionen

Zur Abschätzung der Emissionen durch die Siedlungsentwässerung bei Regenwetter wurden verschiedene Ansätze entwickelt. Grundsätzlich ist dabei jedoch zu berücksichtigen, dass nach den bisherigen Untersuchungen die Konzentrationswerte der verschiedenen Stoffe in den unterschiedlichen Abflusskompartimenten stark schwanken und dadurch entsprechende Berechnungen ebenfalls mit erheblichen Schwankungsbreiten versehen sind. Außerdem ist die Abbildung der Ablagerungs- und Absetzvorgänge im Kanalnetz noch mit großen Unsicherheiten behaftet (siehe z.B. Leinweber/Schmitt, 2000). Im Folgenden werden einige wichtige Berechnungsansätze kurz beschrieben.

1. Abschätzung der Nährstoffausträge aus Abwasserkanalisationen nach Michelbach et al. (2000) bzw. Brombach/Michelbach (1998)

Zur Bilanzierung der Nährstoffemissionen im Einzugsgebiet des Bodensees wurde ein einfaches Verfahren entwickelt, um den Nährstoffaustrag aus Regenentlastungen abzuschätzen. Für Mischkanalisationen wurde in Anlehnung an das ATV-Arbeitsblatt A 128 (1992) und unter Verwendung typischer Bemessungsparameter (s. Tabelle 3.2-5) das nach dieser Richtlinie notwendige, spezifische Speichervolumen zu $V_S = 23{,}3\ m^3$ /ha berechnet. Dieses Volumen wurde für das Untersuchungsgebiet als 100 % Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung angesetzt. Entsprechend dem Vorgehen von Meißner (1991) wurden außerdem die Jahresentlastungsrate e_0 und

die entlastete spezifische Wassermenge pro Jahr (Jahresentlastungsvolumen) berechnet.

Zur Berechnung der entlasteten Stofffrachten sind zusätzlich zu den Wassermengen Abschätzungen zu den Stoffkonzentrationen notwendig. Michelbach et al. (2000) gehen dabei davon aus, dass die Entlastungskonzentrationen in Gebieten ohne Regenüberlaufbecken bzw. mit geringem Ausbaugrad bei der Regenwasserbehandlung größer sind. Ausgangspunkt dieser Überlegung ist die Feststellung, dass im maßgebenden Teil der Abflusswelle im Kanal, d.h. in dem potenziell über Regenüberlaufbecken zu entlastenden Mischwasser, die Konzentrationen mit steigendem Abfluss abnehmen. Zur Berechnung der Abhängigkeiten der Konzentrationen vom Ausbaugrad wurde für den partikulär gebundenen Phosphor auf Untersuchungen zur Feststoffkonzentration im Mischwasserabfluss (entsprechend 0 % Ausbaugrad) und im entlasteten Mischwasser (entsprechend 100 % Ausbaugrad) zurückgegriffen. Für die gelösten Stoffe wurden entsprechend vorliegende Werte für Ammonium verwendet. Damit ergeben sich die in Tabelle 3.2-6 aufgeführten mittleren Nährstoffkonzentrationen im Entlastungsabfluss bzw. die in Tabelle 3.2-7 dargestellten Funktionen zur Berechnung der Nährstoffkonzentrationen bzw.- frachten. Die entsprechenden Funktionen für Entlastungen aus Trennkanalisationen wurden nach einem ähnlichen Verfahren ermittelt.

Tabelle 3.2-5: Von Michelbach et al. (2000) verwendete, typische Bemessungsparameter zur Ermittlung des Beckenvolumens nach ATV-A 128

Jahresniederschlag	h_{Na}	= 800	mm	mittlere Neigungsgruppe	NG_m	= 2	-
abflusswirksamer Jahresniederschlag	$h_{Na,eff}$	= 653	mm	Fließzeit	t_f	= 30	min
Stundenansatz	x	= 14	h	Fremdwasserspende	q_f	= 0,043	l/(s·ha)
Einwohnerdichte		= 100	E/ha_u	Regenabflussspende im Jahresmittel	q_r	= 1,0	$l/(s \cdot ha_u)$
Trinkwasserverbrauch	w_s	= 150	l/(E·d)	Jahresentlastungsrate	e_o	= 39,7	%

Tabelle 3.2-6: Mittlere Nährstoffkonzentrationen im Entlastungsabfluss aus Mischwasserkanalisationen in Abhängigkeit vom Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung (Michelbach et al., 2000)

Parameter		0 % Ausbaugrad	100 % Ausbaugrad
P_{ges}	mg/l	1,97	1,29
P_{gel}	mg/l	0,94	0,47
N_{ges}	mg/l	10,80	5,40
NH_4-N	mg/l	4,80	2,42
NO_3-N	mg/l	2,20	1,05
NO_2-N	mg/l	0,20	0,09

Tabelle 3.2-7: Funktionen zur Berechnung der Nährstoffkonzentrationen und -frachten im Entlastungsabfluss aus Misch- und Trennsystemen (Michelbach et al., 2000)

Mischsystem			Trennsystem		
Nährstoffkonzentration			Nährstoffkonzentration		
P_{gel}	$= 0{,}494 \cdot e^{-0{,}024 \cdot AG} + 0{,}426$	in mg/l	P_{ges}	$= 0{,}39 \cdot e^{-0{,}01 \cdot AG} + 0{,}11$	in mg/l
P_{ges}	$= 0{,}805 \cdot e^{-0{,}019 \cdot AG} + 1{,}165$	in mg/l	N_{ges}	$= 1{,}35 \cdot e^{-0{,}022 \cdot AG} + 1{,}05$	in mg/l
N_{ges}	$= 6{,}37 \cdot e^{-0{,}019 \cdot AG} + 4{,}44$	in mg/l			
NH_4-N	$= 2{,}7 \cdot e^{-0{,}022 \cdot AG} + 2{,}1$	in mg/l			
NO_3-N	$= 1{,}2 \cdot e^{-0{,}025 \cdot AG} + 1$	in mg/l			
NO_2-N	$= 0{,}106 \cdot e^{-0{,}019 \cdot AG} + 0{,}074$	in mg/l			

Aus diesen Funktionen kann nun die Wirkung eines erhöhten Ausbaugrades (Bau von Regenüberlaufbecken-Volumen) auf die entlastete Wassermenge und Nährstofffracht berechnet werden.

2. Abschätzung der Schwermetalleinträge über Kanalsysteme nach Fuchs, Scherer (in Böhm et al., 2000)

Ausgangspunkt dieses Ansatzes ist die Bilanzierung der Einträge aus Kanalisationen mit flächenspezifischen Abtragspotenzialen. Berechnet wurden damit die Emissionen für die großen Flussgebiete in Deutschland. Diese Methode unterscheidet sich von dem von der IKSR angewendeten Verfahren, nach dem die in Gewässer abgeschlagenen Wassermengen aus Kanalsystemen mit mittleren Schwermetallkonzentrationen im Regenwasserkanal bzw. im Mischwasserüberlauf zu multiplizieren sind (IKSR, 1999). Dem Ansatz von Fuchs, Scherer liegen Erfahrungen aus der Urbanhydrologie zu Grunde, nach denen die von Oberflächen abgespülten jährlichen Schadstofffrachten in erster Linie von der Schmutzstoffdeposition auf der

Oberfläche und weniger von der Niederschlagsabflussmenge bestimmt werden. Zudem handelt es sich bei Flächenabtragspotenzialen um ereignisgewichtete langjährige Mittelwerte (Hahn et al., 2000).

Die verwendeten flächenspezifischen Abtragspotenziale für versiegelte urbane Flächen sowie Vergleichswerte aus der Literatur sind in Tabelle 3.2-8 aufgelistet. Generell liegen in der Literatur nur sehr wenige Werte für die Metalle Quecksilber, Chrom und Nickel vor (Stotz/Knoche, 2000).

Tabelle 3.2-8: Zusammenstellung unterschiedlicher Angaben zum flächenspezifischen Abtragspotenzial urbaner befestigter Flächen in [g/ha·a] nach Fuchs/Scherer (Böhm et al., 2000)

Werte in g/ha·a	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Hg**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
Fuchs/Scherer (Böhm et al., 2000)	7	70	312	2	88	154	2130
Stotz/Knoche (2000)	7	18	58	2	22	169	2130
Hahn et al. (2000)	18	70	312	-	88	154	4300
Vink (2000)	11,2	-	340	3,5	-	197	2101

Schwermetalleinträge über Mischkanalisationsüberläufe

Entsprechend dem Vorgehen von Michelbach et al. (2000) wird als Hilfsgröße für die Abschätzung die Entlastungsrate herangezogen, die nach Meißner (1991) mit folgender Gleichung bestimmt wird:

$$RE = \frac{\frac{4000 + 25 \cdot q_R}{0{,}551 + q_R}}{V_S + \frac{36{,}8 + 13{,}5 \cdot q_R}{0{,}5 + q_R}} - 6 + \frac{N_J - 800}{40}$$

RE = Entlastungsrate des Mischsystems [%]
q_R = Regenabflussspende [l/ha·a];
V_S = Speichervolumen [m^3]
N_J = Jahresniederschlag [$l/m^2 \cdot a$]
(für die Regenabflussspende wurde 1 l/s·ha angenommen)

Über diese Entlastungsrate und das flächenspezifische Abtragspotenzial wird die von den versiegelten Flächen abgespülte Fracht bestimmt. Zur Abschätzung der über den Schmutzwasseranteil verursachten Fracht wird die einwohnerspezifische Schwermetallabgabe sowie die tatsächlich wirksame Entlastungsdauer bei Regenüberlaufbecken verwendet. Diese wird von Brombach/Wöhrle (1997) als Median für Durchlaufbecken mit 230 h im Jahr angegeben. Die Berechnung der gewerbli-

chen Abwassermenge basiert auf Angaben von Mohaupt et al. (1998), wobei der Anteil der Gewerbeflächen an der gesamten urbanen Fläche mit 0,8 % und eine gewerbliche Abflussspende von 0,5 l/ha·s angenommen wurde.

Für die Berechnung der über die Mischkanalisationen ausgetragenen Schwermetallfrachten ergibt sich damit folgende Formel:

$$E_{UM} = (AG_E \cdot E_{KA} + C_{GEW} \cdot Q_{GEWM}) \cdot TE + (AS \cdot A_{URBVM} \cdot 100) \cdot \frac{RE}{100}$$

E_{UM} = über die Mischkanalisation eingetragene Schwermetallfracht [kg/a]
AG_E = einwohnerspezifische Schwermetallabgabe [mg/E·h]
E_{KA} = an Kläranlagen angeschlossene Einwohner
C_{GEW} = Schwermetallkonzentration im gewerblichen Abwasser [µg/l]
Q_{GEWM} = Abfluss von Gewerbegebieten mit Mischkanalisationsanschluss [l/h]
TE= Entlastungsdauer pro Jahr [h]
AS = Schwermetallabschwemmrate von der Oberfläche [g/ha·a]
A_{URBVM} = an ein Mischsystem angeschlossene versiegelte urbane Fläche [km²]
RE = Entlastungsrate

Die Parameter für die Berechnung der Schmutzwasserfracht im Entlastungsfall sind in den Tabellen 3.2-9 und 3.2-10 aufgelistet.

Tabelle 3.2-9: Einwohnerspezifische Schwermetallabgabe

Werte in mg/E·d	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Hg**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
Verwendete Fracht: Gesamteintrag	0,45	4,5	22,5	0,15	6,0	15,1	74,5
Verwendete Fracht: gelöster Eintrag	0,35	4,4	21	0,15	5,8	14,8	65,8
zum Vergleich: - De Waal Malefijt (1982)	0,45	4,5	22,5	0,15	6,0	15,1	74,5
- Koppe/Stozek (1999)	1,0	6,0	31,25	-	8,0	20,0	100

Tabelle 3.2-10: Grobe Abschätzung der Schwermetallkonzentrationen in gewerblichem Abwasser (Schäfer, 1999)

Werte in µg/l	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Hg**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
Gewerbliches Abwasser	4,6	44	149	1,5	50	152	523

Die Schwermetallkonzentrationen im Entlastungsabfluss werden in Tabelle 3.2-11 dargestellt und mit aktuellen Messwerten aus der Literatur verglichen. Generell weisen die veröffentlichten Daten eine hohe Schwankungsbreite auf, jedoch liegen die berechneten Konzentrationen in dem von der Literatur angegebenen Spektrum.

Tabelle 3.2-11: Von Fuchs/Scherer (Böhm et al., 2000) berechnete Schwermetallkonzentrationen im Mischwasserüberlauf und aktuelle Messwerte aus der Literatur

Werte in µg/l	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Hg**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
berechnete Konz. im Entlastungsabfluss	2,1	20,5	92,1	0,6	25,9	46,7	606
Mohaupt et al. (1998)	2	10	60	0,5	30	60	280
Stotz/Knoche (2000):							
Fangbecken	0,4	21	75	0,1	12	24	218
Durchlaufbecken	0,3	22	95	0,02	12	44	268
Schäfer/Hofmann (1997)	0,7	-	58	-	-	48	-
Fuchs et al. (1997)	0,3	-	71	-	-	26	-
Brombach et al. (1993)	1,4	-	73	-	30	54	810
Sieker et al. (1993)	0,7-3	-	>101	-	-	41-338	110-1140

Nach diesem Ansatz könnte die Wirkung von zusätzlichem Volumen an Regenüberlaufbecken mit Hilfe der Entlastungsrate berechnet werden (Reduktion bei den über die versiegelten Oberflächen verursachten Emissionen). Zusätzlich wäre dann allerdings noch der Einfluss auf die Fracht, die über das Schmutzwasser verursacht wird, zu bestimmen.

Schwermetalleinträge über Trennkanalisationen

Für das Trennsystem sind als direkte Eintragspfade **Regenwasserkanalabläufe** und Abläufe aus **Regenklärbecken** in die Vorfluter zu berücksichtigen. Aufgrund des geringen Ausbaugrades von Regenklärbecken in Deutschland sowie der mangelnden Datenbasis wurde der Einfluss der Regenwasserbehandlung auf die Schwermetalleinträge aus Trennsystemen nicht berücksichtigt. Die Einträge von versiegelten Flächen über Regenwasserkanäle wurden anhand der folgenden Formel berechnet:

$$E_{UT} = AS_{URB} \cdot A_{URBVT} \cdot 100$$

E_{UT} = *Schwermetallemissionen aus Trennkanalisationen [kg/a]*
AS_{URB} = *spezifische Schwermetallabschwemmungsrate von versiegelten Oberflächen [kg/ha·a]*
A_{URBVT} = *an die Trennkanalisation angeschlossene versiegelte urbane Fläche [km²]*

Da der Einfluss von Regenklärbecken nicht berücksichtigt wurde, kann der Ansatz in dieser Form nicht zur Berechnung der Wirkung technischer Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung/-bewirtschaftung eingesetzt werden.

3. Abschätzung der Nährstoffeinträge über das Kanalsystem nach Behrendt et al. (1999)

Trennkanalisation

Die P- und N-Mengen, die über die Trennkanalisationen emittiert werden, wurden über die im Trennsystem entwässerte, versiegelte Fläche und die spezifischen P- und N-Abschwemmungsraten berechnet:

$$EUT_{N,P} = AS_{URBN,P} \cdot A_{URBVT} \cdot 100$$

$EUT_{N,P}$ = *Nährstoffemissionen aus Trennkanalisationen [t/a]*
AS_{URB} = *spezifische Nährstoffabschwemmungsrate von der urbanen Fläche [kg/ha·a]*
A_{URBVT} = *an die Trennkanalisation angeschlossene versiegelte urbane Fläche [km²]*

Die N-Abschwemmungsrate wurde über einen festen Wert für die Einträge durch Laubfall und tierische Exkremente sowie der gebietsspezifischen, atmosphärischen N-Deposition bestimmt. Beim Phosphor wurde von einem mittleren spezifischen Eintrag von 2,5 kg P/(ha · a) ausgegangen.

Mischkanalisationsüberläufe

In den Berechnungsgang dieses Pfades flossen die Entlastungsrate des Mischsystems, die Nährstoffkonzentrationen im Mischkanal und der Abfluss im Mischsystem an Starkregentagen ein:

$$EUM_{N,P} = C_{MN,P} \cdot RE \cdot Q_{URBM}$$

$EUM_{N,P}$ = *über die Mischkanalisation eingetragene Schwermetallfracht [t/a]*
C_M = *Nährstoffkonzentration im Mischkanal im Entlastungsfall*
Q_{URBM} = *an Starkregentagen realisierter Abfluss im Mischsystem*
RE = *Entlastungsrate des Mischsystems*

Der Berechnung der Konzentrationen liegen unter anderem Daten zur einwohnerspezifischen N- bzw. P-Abgabe und zu den mittleren Nährstoffkonzentrationen im gewerblichen Abwasser zu Grunde; bei der Entlastungsrate geht die Regenabflussspende und das Speichervolumen von Regenüberlaufbecken ein. Der Abfluss an Starkregentagen wird über die Abschwemmungsraten, die versiegelte urbane Fläche, die Zahl der Starkregentage und die Abwassermenge der Einwohner bzw. des Gewerbes bestimmt.

4. Berechnung der Emissionen aus Regenauslässen im Trennsystem bzw. Regenentlastungen im Mischystem nach Hahn et al. (2000)

Im Rahmen der 3. Phase des BMBF-Verbundforschungsvorhabens „Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen" wurden für zwei Flussgebiete (Neckar und Lahn) die Emissionen von mehreren Schadstoffen (N, P, Schwermetalle) für die verschiedenen Eintragspfade bilanziert. Die **Emissionen aus Regenentlastungen im Mischsystem** wurden dabei über die sogenannte Entlastungsabflusskomponente e_V ermittelt. Diese Komponente beschreibt das Verhältnis zwischen der Wassermenge, die pro Jahr bei Regenwetter aus dem Kanalnetz abgeschlagen wird (Entlastungsvolumen) zum gesamten oberflächlich abfließenden Regenwasser von mischkanalisierten Flächen (abflusswirksames Niederschlagsvolumen). Im Rahmen des Projektes wurde dieser nicht in den Kläranlagen mitbehandelte Anteil des Regenwassers über eine Auswertung der Abwassermengendaten von Kläranlagen bestimmt. Zur Berechnung der emittierten Frachten wurde anschließend die Entlastungsfrachtkomponente e_F als Funktion von e_V errechnet. Dazu wurden verschiedene Schmutzfrachtsimulationen am Beispiel des Modellnetzes des ATV-Arbeitsblattes A 128 herangezogen. Dieses Kanalisationssystem ist repräsentativ für Kanalnetze in Deutschland. Die Eingangsgrößen der Schmutzfrachtsimulation waren dabei die flächenspezifischen Abtragspotenziale und die einwohnerspezifischen Tagesfrachten. Da diese Größen für die verschiedenen Stoffe unterschiedlich sind und außerdem die Verteilungen auf die partikulären bzw. gelösten Anteile stoffspezifisch variieren, ergeben sich stoffspezifische Funktionen für e_F. Die Werte für e_F können auch über 1 liegen, da die Schmutzwasserkomponente mitberücksichtigt wird. Der Schmutzstoffaustrag ergibt sich damit nach folgender Formel:

$$F_{e,N,\,Entlastung} = e_F \cdot f_a \cdot A_{U,Misch}$$

mit: f_a : jährliches flächenspezifisches Stoffabtragspotenzial [kg/(ha · a)]
$A_{U,Misch}$: undurchlässige Fläche [ha]

In Abbildung 3.2-4 ist beispielhaft für N_{ges} und Zn e_F in Abhängigkeit von e_V dargestellt. In Tabelle 3.2-12 sind die Funktionen für e_F wiedergegeben, in Tabelle 3.2-13 die Stoffabtragspotenziale.

Abbildung 3.2-4: Entlastungsfrachtkomponente e_F in Abhängigkeit von e_v am Beispiel von N_{ges} und Zn (Hahn et al., 2000)

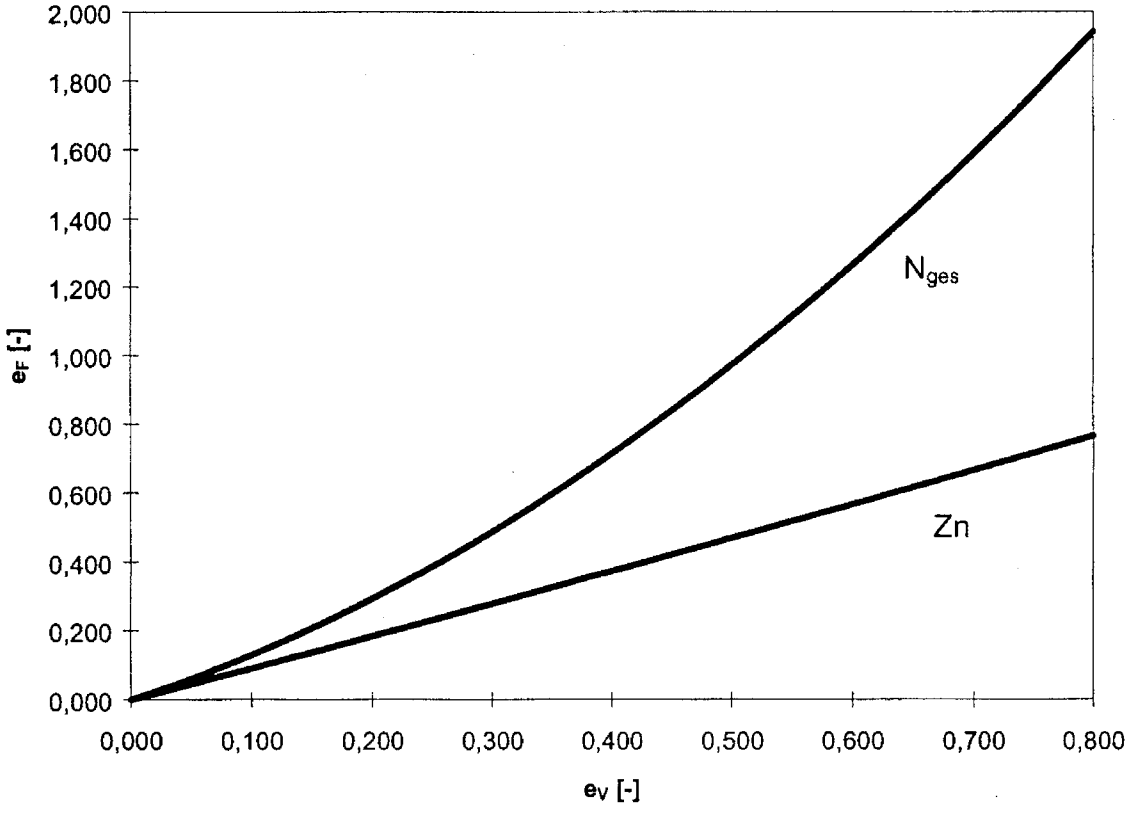


Tabelle 3.2-12: Funktionen für die Entlastungsfrachtkomponente eF (bestimmt mittels Schmutzfrachtsimulation Auf Grundlage des ATV-Modell-netzes (nach Hahn et al., 2000)

Parameter	Einheit	Funktion
N_{ges}	[-]	$e_F=1{,}6095 \cdot e_v^2 + 1{,}1414 \cdot e_v$
P_{ges}	[-]	$e_F=2{,}0496 \cdot e_v^2 + 1{,}2036 \cdot e_v$
CSB	[-]	$e_F=0{,}7332 \cdot e_v^2 + 0{,}9624 \cdot e_v$
Cd	[-]	$e_F=0{,}0623 \cdot e_v^2 + 0{,}9071 \cdot e_v$
Zn	[-]	$e_F=0{,}0623 \cdot e_v^2 + 0{,}90071 \cdot e_v$
Cu	[-]	$e_F=0{,}1773 \cdot e_v^2 + 0{,}9197 \cdot e_v$
Pb	[-]	$e_F=0{,}2723 \cdot e_v^2 + 0{,}8949 \cdot e_v$
Cr	[-]	$e_F=0{,}1578 \cdot e_v^2 + 0{,}9177 \cdot e_v$
Ni	[-]	$e_F=0{,}1578 \cdot e_v^2 + 0{,}9177 \cdot e_v$

Tabelle 3.2-13: Flächenspezifische Stoffabtragspotenziale von undurchlässigen urbanen Flächen infolge Niederschlagsabfluss (Hahn et al., 2000)

Nähr- und Zehrstoffe (in [kg/(ha * a)])					
Pges		**Nges**		**CSB**	
2,2		15,9		390	
Schwermetalle (in [kg/(ha*a)])					
Cd	**Zn**	**Cu**	**Pb**	**Cr**	**Ni**
0,018	4,297	0,312	0,154	0,070	0,088

Die Berechnung für im Trennsystem über Regenklärbecken entwässerte Gebiete erfolgte ebenfalls über das flächenspezifische Stoffabtragspotenzial und die undurchlässige Fläche sowie zusätzlich über ein Wirkungspotenzial der Regenklärbecken (s. Tabelle 3.2-14). Zielgröße, bei der diese Wirkung erreicht wird, ist dabei ein Wert von 10 m^3/ha befestigte Einzugsfläche (entsprechend ATV-AG 1.4.3, 1994). Der Schmutzstoffaustrag im Trennsystem über Regenklärbecken ergibt sich damit nach folgender Formel:

$$F_{e,N,\,Trenn} = f_a \cdot A_{U,Trenn} \cdot (1-\eta_{RKB})$$

Tabelle 3.2-14: Angaben zum Wirkungsgrad (η_{RKB}) von Regenklärbecken in [%]

	P_{ges}	N_{ges}	Cd	Zn	Cu	Pb	Cr	Ni
Hahn et al., 2000	34	5	38	12	5	36	38	17
nach Fischer et al., 2000	16	8	52	40	45	48	25	10

3.2.2.3 Ansatz zur Bewertung der Wirkung von Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung und -bewirtschaftung

Auf Basis der beschriebenen Ansätze wird im Folgenden die spezifische Wirkung der verschiedenen Maßnahmen quantifiziert. Dazu ist die Veränderung der spezifischen Emission bzw. des (Stoff-) Rückhalts aus dem Kanalnetz ohne bzw. mit der entsprechenden Maßnahme zu berechnen. Zusätzlich sind beim Mischsystem die Veränderungen der Emissionen der Kläranlage einzubeziehen. Damit ergibt sich folgender allgemeiner Ansatz:

spez. Wirkung = $\Delta E_{spez., Kanalnetz} - \Delta E_{spez., Kläranlage}$

ΔE_{spez} = Veränderung der spezifischen Emission des Kanalnetzes bzw. der Kläranlage

Zur Berechnung der Emissionen aus dem Bereich des Kanalnetzes wird entsprechend dem Ansatz von Hahn et al. (2000) das flächenspezifische Stoffabtragspotenzial eingesetzt (verwendete Werte siehe Tabelle 3.2-13). Die Veränderung der Emission ergibt sich dann über die Verknüpfung mit der Veränderung des Wirkungsgrads des Kanalnetzes, die entsprechend der jeweiligen Maßnahme zu berechnen ist. Die Veränderung der Emissionen der Kläranlage kann aus den veränderten Ab- bzw. Mischwassermengen und den Konzentrationen im gereinigten Abwasser ermittelt werden:

spez. Wirkung = $f_a \cdot \Delta\eta_{Kanalnetz} - \Delta V_{spez., Kläranlage} \cdot c_{ab, Kläranlage}$

$\Delta\eta_{Kanalnetz}$: Veränderung des Wirkungsgrads des Kanalnetzes
$\Delta V_{spez., Kläranlage}$: Veränderung der spez. Abwassermenge in der Kläranlage
$c_{ab, Kläranlage}$: Ablaufkonzentration Kläranlage

I. Zubau von Regenüberlaufbeckenvolumen in Mischsystemen

Der vorgeschlagene Ansatz stellt eine Kombination und Erweiterung der verschiedenen, oben beschriebenen Ansätze dar. Nach dem Ansatz von Hahn et al. (2000) ergibt sich die durch den Zubau von RÜB-Volumen verursachte Änderung des Wirkungsgrads im Kanalnetz aus der Änderung der Entlastungsfrachtkomponente e_F. Diese Änderung ist stoffspezifisch über die Entlastungsabflusskomponente e_V (Anteil des über das Kanalnetz abgeleiteten und über Regenüberlaufbecken abgeschlagenen Mischwassers) und die Änderung von e_V zu ermitteln. Die Auswirkungen eines Zubaus von Beckenvolumen auf e_V wiederum kann über die nach Meißner (1991) zu bestimmende Entlastungsrate berechnet werden.

Um die Bandbreite der Wirkungen abzudecken ist es sinnvoll, zwei Fälle zu unterscheiden: Bau von Beckenvolumen in Kanalsystemen, in denen bislang noch keine RÜB vorhanden sind (Fall Ia) bzw. in Systemen, in denen das vorhandene Volumen bereits in der Nähe des nach ATV-A128 (1992) erforderlichen Volumens liegt (Fall Ib; unter typischen Bedingungen entspricht dies nach Michelbach et al. (2000): 23,3 m^3/ha). Über das flächenspezifische Stoffabtragspotenzial (s. Tabelle 3.2-15) ist anschließend die Veränderung bei der entlasteten Fracht zu errechnen (jeweils bezogen auf 1 m^3 Regenüberlaufbecken).

Dieser Verminderung ist allerdings die erhöhte Emission der Kläranlage gegenzurechnen, die durch die zusätzlich zur Kläranlage abgeleitete Abwassermenge verursacht wird. Dazu ist über den abflusswirksamen Jahresniederschlag $h_{Na,eff}$ (als typischer Wert kann mit 653 mm gerechnet werden) und die Veränderung der Entlas-

tungsrate die zusätzliche Mischwassermenge zu berechnen. Über die durchschnittlichen Abwasserkonzentrationen der einzelnen Schadstoffe im Ablauf kommunaler Kläranlagen ($c_{ab,Kläranlage}$ s. Tabelle 3.2-16) können dann die emittierten Frachten berechnet werden. Dabei werden für die Ablaufkonzentrationen ebenfalls Bandbreiten berücksichtigt (Ia: Kläranlagen mit Nährstoffelimination bzw. niedrigen Schwermetall-Ablaufkonzentrationen; Ib: Kläranlagen ohne Nährstoffelimination bzw. höheren Schwermetall-Ablaufkonzentrationen).

spez. Wirkung = $f_a \cdot \Delta e_F - \Delta V_{spez., Kläranlage} \cdot c_{ab,Kläranlage}$

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Berechnungen beispielhaft für Phosphor und Kupfer dargestellt. Tabelle 3.2-17 enthält die Ergebnisse für alle untersuchten Parameter (für Quecksilber konnten aufgrund fehlender Daten keine Berechnungen durchgeführt werden).

Wirkung unter günstigen Verhältnissen (Kanalsysteme ohne Regenüberlaufbecken, Kläranlagen mit niedrigen Ablaufkonzentrationen):

Bereich Kanalnetz:

e_V	= 71,3 %	
Δe_V	= 2,24 %/(m^3/ha)	
P_{ges}: Δe_F	= 9,14 %/(m^3/ha)	spezifische Wirkung: 0,20 kg/($m^3 \cdot$ a)
Cu: Δe_F	= 2,62 %/(m^3/ha)	spezifische Wirkung: 0,008 kg/($m^3 \cdot$ a)

Bereich Kläranlage:

Δe_V	= 2,24 %/(m^3/ha)
zusätzliche Abwassermenge:	146 m^3/(ha·a)
P_{ges}:	über die Kläranlage emittierte Fracht 0,029 kg/($m^3 \cdot$ a)
Cu:	über die Kläranlage emittierte Fracht 0,002 kg/($m^3 \cdot$ a)

Gesamtwirkung:

P_{ges}:	0,17 kg/($m^3 \cdot$ a)
Cu:	0,006 kg/($m^3 \cdot$ a)

Wirkung unter ungünstigen Verhältnissen (Kanalsysteme mit Regenüberlaufbecken entsprechend ATV A128, Kläranlagen mit mittleren Ablaufkonzentrationen):

Bereich Kanalnetz:

e_V	= 39,7 %	
Δe_V	= 0,82 %/(m^3/ha)	
P_{ges}: Δe_F	= 2,31 %/(m^3/ha)	spezifische Wirkung: 0,05 kg/($m^3 \cdot$ a)
Cu: Δe_F	= 0,87 %/(m^3/ha)	spezifische Wirkung: 0,003 kg/($m^3 \cdot$ a)

Bereich Kläranlage:
Δe_V = 0,82 %/(m^3/ha)
zusätzliche Abwassermenge: 54 m^3 /(ha·a)
P_{ges}: über die Kläranlage emittierte Fracht 0,05 kg/(m^3 · a)
Cu: über die Kläranlage emittierte Fracht 0,0007 kg/(m^3 · a)

Gesamtwirkung:
P_{ges}: 0 kg/(m^3 · a)
Cu: 0,002 kg/(m^3 · a)

Tabelle 3.2-15: Verwendete flächenspezifische Stoffabtragspotenziale von undurchlässigen, urbanen Flächen in [kg/ha·a] (Fuchs/Scherer nach Böhm et al., 2000; Hahn et al., 2000)

N	P	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
15,9	2,2	0,007	0,07	0,312	0,088	0,154	2,13

Tabelle 3.2-16: Verwendete Durchschnittskonzentrationen im Ablauf kommunaler Kläranlagen

	P_{ges} mg/l	N_{ges} mg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
Variante Ia (niedrige Ablaufkonzentrationen)	0,5	2	0,3	4,5	11,8	8,1	3,4	66,3
Variante Ib (hohe Ablaufkonzentrationen)	2,5	5	0,8	9,3	15,3	12,9	8,4	93,7
Vergleichszahlen nach Fuchs/Scherer (Böhm et al., 2000):								
Alte Bundesländer			0,25	4,53	11,78	8,12	3,44	66,25
Neue Bundesländer			0,82	9,25	15,31	12,85	8,35	93,66
mittlere Konzentrationen[11]			0,36	5,46	12,47	9,05	4,41	71,64

11 Berechnet über den Bevölkerungsanteil in den alten und neuen Bundesländern.

Tabelle 3.2-17: Spezifische Wirkung unter günstigen, mittleren und ungünstigen Verhältnissen für den Zubau von Regenüberlaufbecken in Mischsystemen in [kg/(m³ · a)]

	N	P	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
günstige Verhältnisse	1,07	0,17	0,00011	0,0011	0,006	0,0011	0,004	0,038
mittlere Verhältnisse	0,64	0,08	0,00007	0,0007	0,004	0,0007	0,003	0,025
ungünstige Verhältnisse	0,21	0	0,00003	0,0003	0,002	0,0003	0,001	0,013

II. Zubau von Regenklärbeckenvolumen in Trennsystemen

Für den Wirkungsgrad von Regenklärbecken werden die in Tabelle 3.2-14 aufgeführten Werte verwendet (für günstige Bedingungen jeweils der höhere, für ungünstige der niedrigere Wert). Voraussetzung für das Erreichen dieses Wirkungsgrades ist ein spezifisches Beckenvolumen von 10 m^3/ha befestigte Einzugsfläche. Die spezifische Wirkung ist bezogen auf 1 m³ Regenklärbeckenvolumen. Die Abwassermenge der Kläranlage wird im Trennsystem nicht verändert. In Tabelle 3.2-18 sind die Ergebnisse aufgelistet.

spezifische Wirkung $= f_a \cdot \eta_{RKB} / 10$ [kg/(m3 · a)]

z.B. für P_{ges}: 0,075 kg/(m3 · a) bzw. 0,035 kg/(m3 · a)
für Cu: 0,014 kg/(m3 · a) bzw. 0,0016 kg/(m3 · a)

Tabelle 3.2-18: Spezifische Wirkung unter günstigen, mittleren und ungünstigen Verhältnissen für den Zubau von Regenklärbecken in Trennsystemen in [kg/(m³ · a)]

	N	P	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
günstige Verhältnisse	0,127	0,075	0,0004	0,0027	0,0140	0,0015	0,0074	0,0852
mittlere Verhältnisse	0,103	0,055	0,0003	0,0022	0,0078	0,0012	0,0065	0,0554
ungünstige Verhältnisse	0,080	0,035	0,0003	0,0018	0,0016	0,0009	0,0055	0,0256

III. und IV. Bau von Bodenfilteranlagen im Misch- und im Trennsystem

Beim Einsatz von Bodenfilteranlagen ist i.a. eine sedimentative Vorreinigung des Regen- bzw. Mischwassers notwendig, um eine Kolmation zu vermeiden. Dazu

werden bspw. Regenklärbecken oder Regenüberlaufbecken eingesetzt. Für den Wirkungsgrad von Bodenfiltern bzgl. der Schad- und Nährstoffe werden von Hahn et al. (2000) die in der Tabelle 3.2-19 genannten Werte als Ergebnis einer Literaturauswertung aufgeführt. Diese Wirkungsgrade sind auf die Belastung im Zulauf der Bodenfilter zu beziehen. Geht man davon aus, dass den Bodenfilteranlagen Regenklärbecken oder Regenüberlaufbecken vorgeschaltet werden, sind diese Wirkungsgrade somit auf die Belastung im Ablauf der Regenklär- bzw. Regenüberlaufbecken zu beziehen. Entsprechend ist bei der Berechnung vorzugehen. Dabei wird jedoch optional auch von einer bzgl. der Schadstoffbelastung schlecht funktionierenden Vorreinigungsstufe ausgegangen. Zusätzlich ist ein hydraulischer Wirkungsgrad zu berücksichtigen, da Bodenfilter i.d.R. so bemessen werden, dass die anfallenden Wassermengen nicht vollständig von der Anlage verkraftet werden müssen, sondern teilweise bei sehr hoher hydraulischer Belastung auch direkt abgeschlagen werden können. Da dazu keine detaillierteren Auswertungen vorliegen, wird von Werten zwischen 80 und 100 % ausgegangen. Die spezifische Wirkung wird auf 1 m³ Bodenfiltervolumen bezogen. Dazu wird von einer durchschnittlichen Auslegung einer Bodenfilteranlage von 70 m³/ha im Mischsystem bzw. 80 m³/ha im Trennsystem ausgegangen (vgl. Born, 1997).

spezifische Wirkung = $f_a \cdot (1 - \eta_{Kanalnetz}) \, \eta_{BF,stoff} \cdot \eta_{BF,hyd}$ [g/(m³ · a)]

$\eta_{BF,stoff}$: stofflicher Wirkungsgrad von Bodenfiltern (s. Tabelle 3.2-19)
$\eta_{BF,hyd}$: hydraulischer Wirkungsgrad von Bodenfiltern (Annahme: 80, 90, 100%)

Die im Bodenfilter zurückgehaltenen Schadstoffe werden entweder im Filter abgebaut oder adsorbiert, d.h. diese Schadstoffmengen werden tatsächlich zurückgehalten und nicht weitergeleitet. Die von der Kläranlage zu behandelnde Abwassermenge wird nicht erhöht.

Tabelle 3.2-19: Stofflicher Wirkungsgrad von Bodenfiltern in [%] nach Hahn et al., 2000

	Zehr-/Nährstoffe			**Schwermetalle**					
Parameter	**P ges**	**Nges**	**CSB**	**Cd**	**Zn**	**Cu**	**Pb**	**Cr**	**Ni**
η_{BF}	53	31	89	44	79	55	43	75	74

Zu III: Einsatz von Bodenfiltern im Mischsystem
spezifische Wirkung = $f_a \cdot e_F \cdot \eta_{BF,stoff} \cdot \eta_{BF,hyd} / 70$ [g/(m³ · a)]
(nach ATV A128 erforderliches RÜB-Volumen vorhanden, d.h. e_V = 39,7 %)

Günstige Verhältnisse: hoher hydraulischer Wirkungsgrad (100%), schlecht funktionierende Vorreinigungsstufe

z.B. für P_{ges}: $e_F = 1{,}90$
spezifische Wirkung: 31,6 g/(m³ · a)

für Cu: $e_F = 0{,}746$
spezifische Wirkung: 1,83 g/(m³ · a)

Ungünstige Verhältnisse: niedriger hydraulischer Wirkungsgrad (80%), gut funktionierende Vorreinigungsstufe (e_F entsprechend Tabelle 3.2-12)

z.B. für P_{ges}: $e_F = 0{,}801$
spezifische Wirkung: 10,7 g/(m³ · a)

für Cu: $e_F = 0{,}393$
spezifische Wirkung: 0,77 g/(m³ · a)

zu IV: Einsatz von Bodenfiltern im Trennsystem
spezifische Wirkung = $f_a \cdot (1-\eta_{RKB})\, \eta_{BF,stoff} \cdot \eta_{BF,hyd}/80$ [g/(m³ · a)]

Günstige Verhältnisse: hoher hydraulischer Wirkungsgrad (100%), schlecht funktionierende Vorreinigungsstufe ($\eta_{RKB} = 0$)

z.B. für P_{ges}: 14,6 g/(m³ · a)

für Cu: 2,15 g/(m³ · a)

Ungünstige Verhältnisse: niedriger hydraulischer Wirkungsgrad (80%), gut funktionierende Vorreinigungsstufe (η_{RKB} entsprechend Tabelle 3.2-14)

z.B. für P_{ges}: 7,7 g/(m³ · a)

für Cu: 0,94 g/(m³ · a)

In Tabelle 3.2-20 sind die Ergebnisse zusammengefasst.

Tabelle 3.2-20: Spezifische Wirkung unter günstigen, mittleren und ungünstigen Verhältnissen für den Einsatz von Bodenfiltern im Misch- bzw. Trennsystem in [g/(m³ · a)]

	N	P	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Mischsystem								
günstige Verhältnisse	115	32	0,03	0,55	1,83	0,68	0,73	16,20
mittlere Verhältnisse	77	21	0,02	0,39	1,30	0,49	0,52	11,63
ungünstige Verhältnisse	40	11	0,01	0,23	0,77	0,29	0,30	7,07
Trennsystem								
günstige Verhältnisse	61,6	14,6	0,04	0,66	2,15	0,81	0,83	21,03
mittlere Verhältnisse	53,5	11,1	0,03	0,49	1,54	0,68	0,59	15,56
ungünstige Verhältnisse	45,3	7,7	0,01	0,33	0,94	0,54	0,34	10,10

V. und VI. Abkopplung von Flächen durch Entsiegelung oder Versickerung bei Kanalnetzen mit Misch- und Trennsystem

Eine Abkopplung von Flächen vom Kanalnetz durch Entsiegelung oder Versickerung bedeutet eine vollständige Vermeidung von Emissionen über das Kanalnetz, d.h. einen Wirkungsgrad von 100 % für die dort anfallenden Regenmengen. Die Höhe der Emissionsveränderung ergibt sich damit aus den Emissionen im Ausgangszustand, die je nach Entwässerungssystem unterschiedlich zu bestimmen sind. Dabei bleibt unberücksichtigt, dass zumindest in Ausnahmefällen relevante Emissionen über andere Emissionspfade entstehen könnten (z.B. bei offener Ableitung des Regenwassers direkt in nahe gelegene Gewässer oder bei einer Versickerung über eine Belastung des Grundwassers).

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass am ehesten Flächen mit geringer Belastung vom Kanalnetz abgekoppelt werden und sich dadurch die Konzentrationen im verbleibenden Abfluss erhöhen (Caesperlein/Geiger, 1999; Schmitt, 1998). Hahn et al. (2000) berücksichtigen dies bei ihren Szenario-Berechnungen für einzelne Flussgebiete dadurch, dass sie das flächenspezifische Abtragspotenzial für die verbleibende Fläche in Abhängigkeit vom Abkopplungspotenzial erhöhen. In den Berechnungen kann dies durch eine Reduktion des Abtragspotenzials berücksichtigt werden. Für die Berechnungen wird deshalb zusätzlich mit einem um 30 % verringerten Potenzial gerechnet.

Außerdem ist der vorhandene Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung zu berücksichtigen, d.h. bei einem geringen Ausbaugrad ist die Wirkung höher als bei einem hohen Ausbaugrad. Zur Berechnung ist bei Kanalnetzen mit Mischsystemen in Ab-

hängigkeit von der Entlastungsabflusskomponente e_V die Entlastungsfrachtkomponente e_F zu bestimmen. Bei Trennsystemen ist ggf. der Wirkungsgrad von Regenklärbecken einzurechnen. Bei Mischsystemen ist zusätzlich die Emissionsreduzierung der Kläranlage durch die geringere, der Kläranlage zugeführte Mischwassermenge einzubeziehen.

Die Wirkungswerte werden jeweils auf 1 m² abgekoppelte Fläche bezogen.

Zu V: Flächenabkopplung in Kanalnetzen mit Mischsystem

spezifische Wirkung = $f_a \cdot e_F + h_{Na,eff} \cdot (1-e_V)\, c_{KA,ab}$ [g/(m² · a)]

Wirkung unter günstigen Verhältnissen (Abtragspotenzial entsprechend Tabelle 3.2-13, Kanalsysteme ohne Regenüberlaufbecken, Kläranlagen mit hohen Ablaufkonzentrationen):

$e_V = 71{,}3\ \%$

z.B. für P_{ges}: $e_F = 1{,}900$
spezifische Wirkung: 0,61 g/(m² · a)

für Cu: $e_F = 0{,}746$
spezifische Wirkung: 0,026 g/(m² · a)

Wirkung unter ungünstigen Verhältnissen (Abtragspotenzial um 30 % verringert, Kanalsysteme mit Regenüberlaufbecken nach ATV-A128 (1992), Kläranlagen mit niedrigen Ablaufkonzentrationen):

$e_V = 39{,}7\ \%$

z.B. für P_{ges}: $e_F = 0{,}801$
spezifische Wirkung: 0,20 g/(m² · a)

für Cu: $e_F = 0{,}393$
spezifische Wirkung: 0,013 g/(m² · a)

Zu VI: Flächenabkopplung in Kanalnetzen mit Trennsystem

spezifische Wirkung = $f_a \cdot (1-\eta_{RKB})$ [g/(m² · a)]

Wirkung unter günstigen Verhältnissen (Abtragspotenzial entsprechend Tabelle 3.2-13, Kanalsysteme ohne Regenklärbecken):

z.B. für P_{ges}: 0,22 g/(m² · a)
für Cu: 0,031 g/(m² · a)

Wirkung unter ungünstigen Verhältnissen (Abtragspotenzial um 30 % verringert, Kanalsysteme mit Regenklärbecken und Wirkungsgrad entsprechend Tabelle 3.2-14):

z.B. für P_{ges}: 0,10 g/(m² · a)
für Cu: 0,012 g/(m² · a)

Tabelle 3.2-21 enthält die Ergebnisse für die Maßnahmen zur Flächenabkopplung.

Tabelle 3.2-21: Spezifische Wirkung unter günstigen, mittleren und ungünstigen Verhältnissen für die Abkopplung von Flächen durch Entsiegelung oder Versickerung in [g/(m² · a)]

	N	P	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Mischsystem								
günstige Verhältnisse	2,97	0,61	0,0005	0,006	0,026	0,008	0,013	0,157
mittlere Verhältnisse	2,08	0,40	0,0004	0,005	0,019	0,007	0,009	0,119
ungünstige Verhältnisse	1,18	0,20	0,0003	0,004	0,013	0,006	0,006	0,081
Trennsystem								
günstige Verhältnisse	1,6	0,22	0,001	0,007	0,031	0,009	0,015	0,213
mittlere Verhältnisse	1,3	0,16	0,000	0,005	0,022	0,007	0,011	0,151
ungünstige Verhältnisse	1,0	0,10	0,000	0,003	0,012	0,005	0,006	0,089

3.2.3 Kosten und Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen

zu I.: Zubau von Regenüberlaufbeckenvolumen in Mischsystemen

Von Seiten des Ruhrverbands wurden über mehrere Jahre die für die Errichtung von ca. 160 Regenbecken aufgewendeten Kosten zusammengetragen und ausgewertet (Weyand/Willems, 1999). Es wurde dabei unterschieden zwischen

a) Regenüberlaufbecken, ausgeführt als Systembecken in offener und geschlossener Form,
b) Regenüberlaufbecken, ausgeführt als offenes Becken in konventioneller Bauweise,
c) Regenüberlaufbecken, ausgeführt als geschlossenes Becken in konventioneller Bauweise,

d) Stauraumkanal, Errichtung unter einfachen Randbedingungen (Lage innerhalb von Grünflächen oder untergeordneten Verkehrsflächen mit Bau in offener Bauweise) und
e) Stauraumkanal, Errichtung unter erschwerten Randbedingungen (Lage in übergeordneten Verkehrsflächen, Bau im Vorpressverfahren, in großer Tiefenlage, bei felsigem Baugrund oder mit erhöhter Grundwasserhaltung).

Enthalten sind dabei auch die Kosten für Beckenüberlauf, Drosseleinrichtung und maschinen- und messtechnische Einrichtungen sowie das Honorar für Ingenieurleistungen. Nicht enthalten sind Kosten für Entlastungskanäle und Einleitungsbauwerke. Die sich ergebenden Kosten in Abhängigkeit vom Speichervolumen der Be cken sind in Abbildung 3.2-5 dargestellt. Grundsätzlich sind die spezifischen Kosten bei Anlagen mit geringem Speichervolumen deutlich höher als bei größeren Anlagen. Ab einer Größe von etwa 500 m³ werden die Unterschiede der spezifischen Kosten deutlich geringer. Als mittlere spezifische Baukosten in DM/m³ Beckeninhalt werden die in Tabelle 3.2-22 aufgeführten Daten genannt.

Abbildung 3.2-5: Spezifische Kosten für die Errichtung von Regenüberlaufbecken und Stauraumkanälen in Abhängigkeit vom Beckenvolumen (Weyand/Willems, 1999)

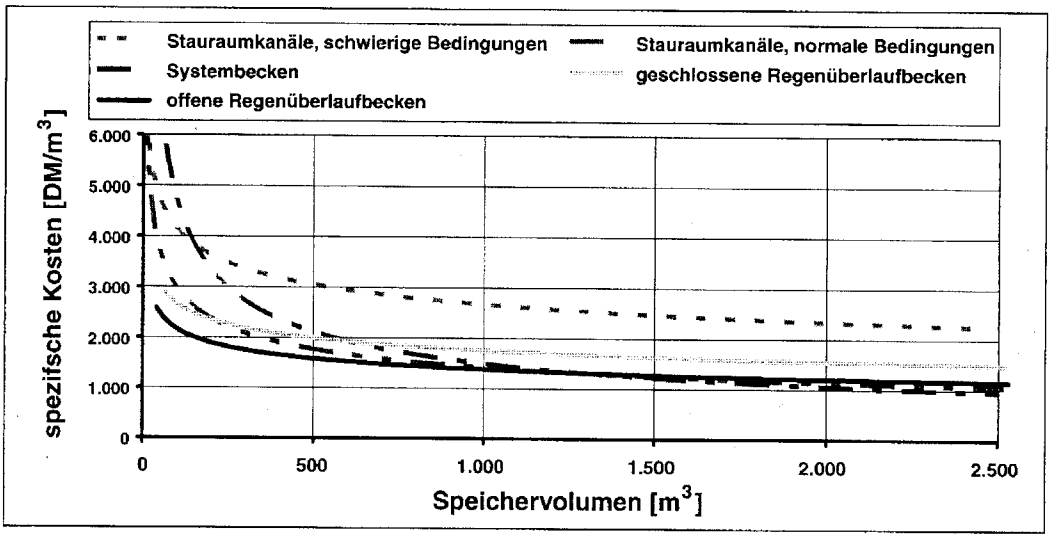


Tabelle 3.2-22: Spezifische Kosten für die Errichtung von Niederschlagswasserbehandlungsanlagen unterschiedlicher Bauform (Weyand/Willems, 1999)

	Regenüberlaufbecken			**Stauraumkanäle**	
	Systembecken	offene Becken	geschlossene Becken	normale Bedingungen	schwierige Bedingungen
mittlere spezifische Kosten (DM/m³)	1794	1341	1963	1594	2984

Beim Betrieb von Regenbeckenanlagen fallen Kosten für den Personalaufwand zur Wartung und Reinigung (Anlagen mit automatischer Beckenreinigung sind dabei im Allgemeinen deutlich kostengünstiger), Stromkosten und Kosten für Spülwasser an. Von Weyand/Willems (1999) werden als jährliche Betriebskosten für die Wartung 7000 bis 11000 DM pro Becken angegeben. Bei einer durchschnittlichen Beckengröße von etwa 600 m³ ergeben sich daraus spezifische Betriebskosten von 12 bis 18 DM/(m³ · a). Dabei sind Kosten für zusätzliche Instandhaltungs- oder Reparaturmaßnahmen nicht enthalten.

Von Pecher (1999) wurden ebenfalls Kostendaten für Regenüberlaufbecken (geschlossene Bauweise, unterschieden in einfache, mittlere und schwierige Verhältnisse) und von Stauraumkanälen (in Abhängigkeit vom Rohrdurchmesser) veröffentlicht (s. Abbildung 3.2-6 und 3.2-7). Die dort genannten Werte liegen bei den Regenüberlaufbecken etwas über den vom Ruhrverband genannten Becken, bei den Stauraumkanälen liegen die Daten in der gleichen Bandbreite. Als Betriebskosten werden von Pecher 10 bis 20 DM/(m³ · a) für Regenüberlaufbecken bzw. etwa die Hälfte davon für hydraulisch günstig ausgebildete Stauraumkanäle aufgeführt.

Abbildung 3.2-6: Spezifische Baukosten geschlossener Regenüberlaufbecken aus Stahlbeton (Pecher, 1999)

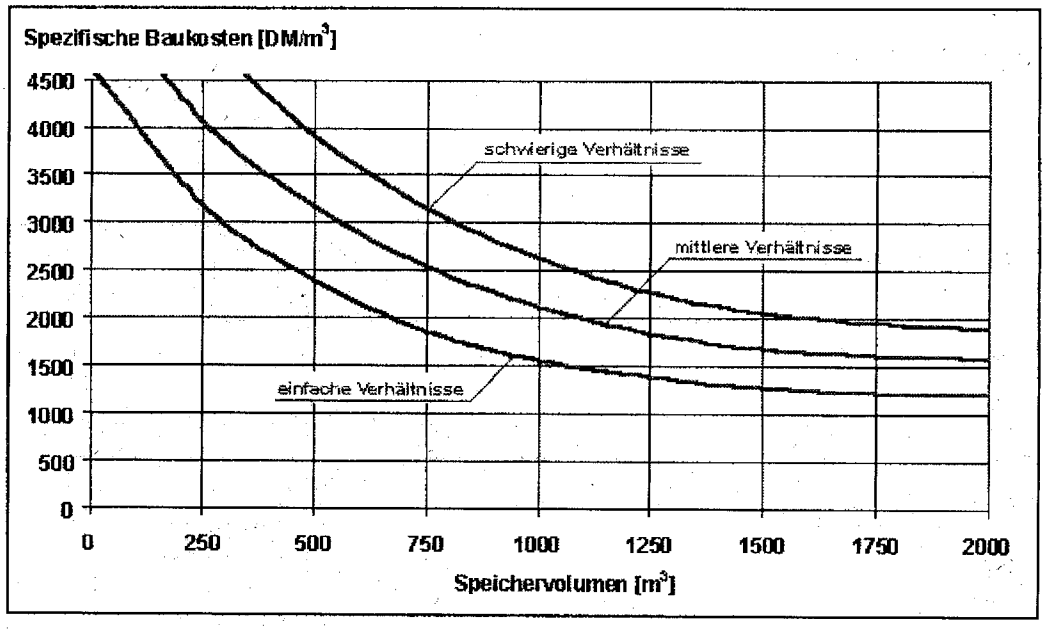
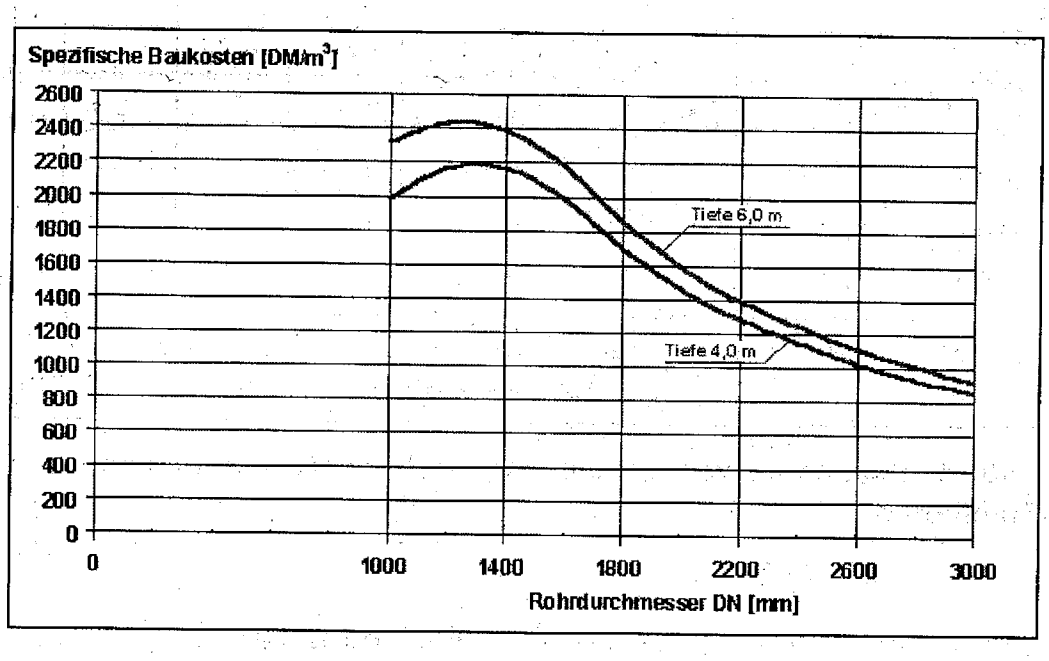


Abbildung 3.2-7: Spezifische Baukosten des Kanalvolumens in Abhängigkeit vom Rohrdurchmesser (Pecher, 1999)

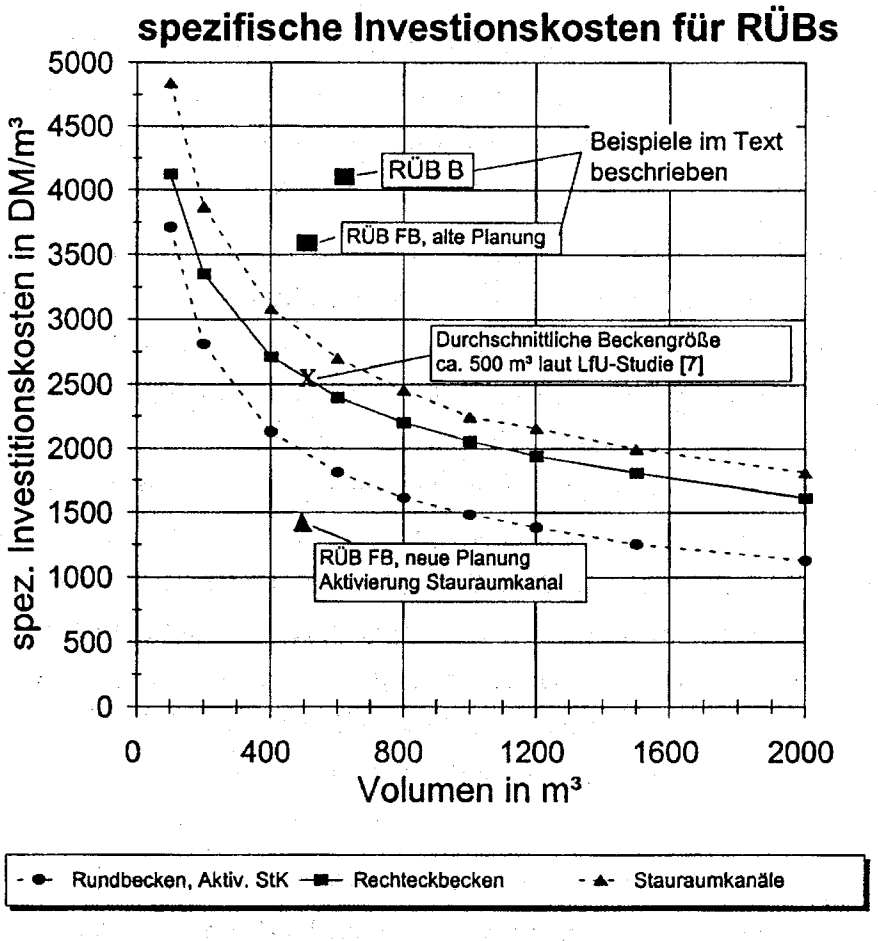


Von Weiß/Michelbach (1998) werden für Kostenabschätzungen von Regenüberlaufbecken unter Bezugnahme auf die Untersuchungsergebnisse von Brunner (1994) folgende Daten verwendet (s. auch Abbildung 3.2-8):

Investitionskosten:	1500 DM/m³ für günstige Lösungen
	2500 DM/m³ für mittlere Verhältnisse
	4500 DM/m³ für teure Lösungen

Anteil baulicher Teil an den Investitionskosten:	70 %
Anteil maschineller Teil an den Investitionskosten:	30 %
Nutzungsdauer baulicher Teil:	50 Jahre
Nutzungsdauer maschineller Teil:	15 Jahre
Betriebskosten:	1 % der Investitionskosten (d.h. 15, 25 bzw. 45 DM/(m³ · a))

Abbildung 3.2-8: Spezifische Investitionskosten (Bau und Ausrüstung) für Stauraumkanäle, Rechteckbecken und Rundbecken in Abhängigkeit vom Nutzvolumen (nach Weiß/Michelbach, 1998)



In Zusammenfassung der oben genannten Daten wird für die weiteren Berechnungen von den in Tabelle 3.2-23 aufgeführten Daten ausgegangen. Damit ergeben sich die in Tabelle 3.2-24 und 3.2-25 dargestellten Kosten-Wirksamkeitsbeziehungen.

Tabelle 3.2-23: Verwendete Kostendaten für den Bau von Regenüberlaufbecken

	günstige Verhältnisse	**mittlere Verhältnisse**	**Ungünstige Verhältnisse**
Spezifische Baukosten (DM/m³)	1000	2000	3000
davon: - baulicher Anteil -maschineller Anteil	70 % 30 %		
Nutzungsdauer - baulicher Anteil - maschineller Anteil	50 Jahre 15 Jahre		
Betriebskosten DM/(m³ · a)	10	15	20
Annuität DM/(m³ · a)	87	167	247

Tabelle 3.2-24: Annuität, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit für Phosphor und Kupfer für die Maßnahme "Bau von Regenüberlaufbecken"

	günstige Verhältnisse	**mittlere Verhältnisse**	**ungünstige Verhältnisse**
Annuität DM/(m³ · a)	84	162	239
Wirkung kg/(m3 .a)	P_{ges}: 0,17 Cu: 0,006	P_{ges}: 0,08 Cu: 0,004	P_{ges}: 0 Cu: 0,002
Kosten-Wirksamkeit DM/g	P_{ges}: 0,49 Cu: 13	P_{ges}: 1,92 Cu: 38	P_{ges}: - Cu: 117

Tabelle 3.2-25: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse für die Maßnahme "Bau von Regenüberlaufbecken" in [DM/g]

	N	P	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
günstige Verhältnisse	0,08	0,49	751	75	13	79	22	2,2
mittlere Verhältnisse	0,25	1,92	2221	226	38	244	64	6,4
ungünstige Verhältnisse	1,16	-	7175	793	117	917	205	18,8

Zu II. Zubau von Regenklärbeckenvolumen in Trennsystemen

Eine Auswertung zu den spezifischen Baukosten von geschlossenen Regenklärbecken in Betonbauweise zeigt Abbildung 3.2-9. Danach schwanken die Kosten zwischen 1500 DM/m³ und – abgesehen von zwei Ausnahmen – 3500 DM/m³. Nach Angaben der ATV-AG 1.4.3 (1994) liegen die mittleren Herstellungskosten von Regenklärbecken bei etwa 2000 DM/m^3. Diese Zahlen entsprechen in etwa den Kostenzahlen für Regenüberlaufbecken. Auch für die anderen Parameter wie baulicher/maschineller Anteil, Nutzungsdauern und Betriebskosten können die entsprechenden Angaben übernommen werden. Damit ergeben sich die gleichen Annuitäten wie für den Bereich Mischsystem. Die resultierenden Kosten-Wirksamkeiten sind in Tabelle 3.2-26 und 3.2-27 aufgeführt.

Tabelle 3.2-26: Annuität, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit für Phosphor und Kupfer für die Maßnahme "Bau von Regenklärbecken"

	Günstige Verhältnisse	mittlere Verhältnisse	Ungünstige Bedingungen
Annuität DM/(m³ · a)	84	162	239
Wirkung kg/(m^3 · a)	P_{ges}: 0,075 Cu: 0,0140	P_{ges}: 0,055 Cu: 0,0078	P_{ges}: 0,035 Cu: 0,0016
Kosten-Wirksamkeit DM/g	P_{ges}: 1,16 Cu: 54	P_{ges}: 2,23 Cu: 104	P_{ges}: 3,29 Cu: 154

Abbildung 3.2-9: Spezifische Baukosten von geschlossenen Regenklärbecken in Betonbauweise (Bezugsjahr 1995; Brunner, 1998)

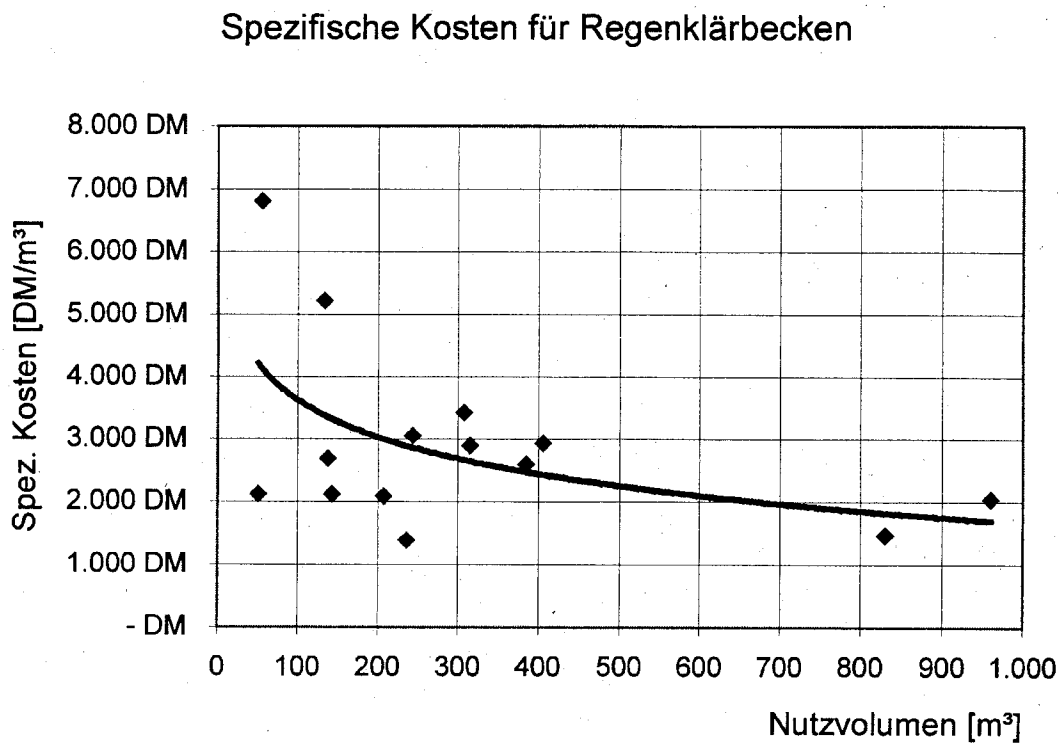


Tabelle 3.2-27: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse für die Maßnahme "Bau von Regenklärbecken" in [DM/g]

	N	P	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
günstige Verhältnisse	0,66	1,13	232	32	6,0	56	11	1,0
mittlere Verhältnisse	1,56	2,94	513	73	21	136	25	2,9
ungünstige Verhältnisse	3,00	6,78	898	136	153	271	43	9,3

Zu III bzw. IV: Bau von Bodenfilteranlagen im Mischsystem bzw. im Trennsystem

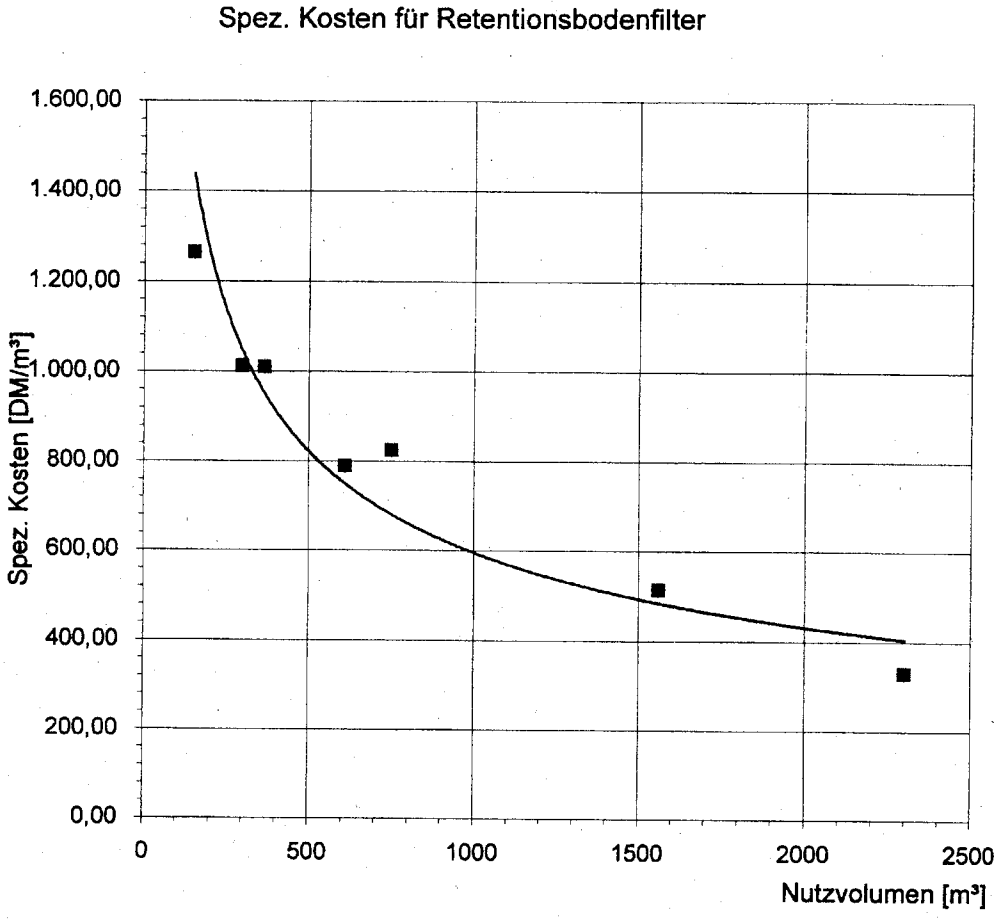
Von Brunner (1998) wurde eine Auswertung der spezifischen Baukosten verschiedener, in den Jahren 1993 bis 1996 erstellter Bodenfilteranlagen erstellt (s. Abbildung 3.2-10). Um den Einfluss lokaler Randbedingungen möglichst auszuschließen, wurden bei den Kostendaten folgende Positionen nicht berücksichtigt:
Wasserhaltung, Aufwendungen für eine Dichtung, Umgehungsleitung für eine Außerbetriebnahme, Steuer- und Fernwirktechnik zu einer Zentrale, Ingenieurgebühren und Grundstückskosten.

Entsprechend den Kosten für Regenüberlaufbecken ergibt sich eine starke Abhängigkeit vom Nutzvolumen: während Becken mit einem Volumen über 1000 m³ für etwa 500 DM/m³ errichtet werden können, können diese Kosten bei kleineren Becken auf über 1000 DM/m³ ansteigen. Diese Werte stimmen auch mit den von Born (1997) genannten Werten überein. Zusätzlich zu diesen Kosten sind die Kosten für die zur Vorreinigung notwendige erste Stufe zu berücksichtigen. Im Mischsystem werden dazu häufig Regenüberlaufbecken eingesetzt. Inwieweit diese Becken entsprechend einer konventionellen Bemessung auszulegen sind, ist bislang noch umstritten. Brunner (1998) geht davon aus, dass die Beckengröße so auszulegen ist, dass die Entlastungsrate nicht mehr als 50 % beträgt. Im Vergleich zur Entlastungsrate bei einer konventionellen Bemessung und durchschnittlichen Randbedingungen von 45 % kann damit das Volumen um etwa ein Viertel bzw. um 5 m^3/ha_{red} reduziert werden. Zusätzlich wird dadurch das Klärwerk mit einer geringeren Mischwassermenge belastet.

Werden Bodenfilter im Trennsystem eingesetzt, kann die Gesamtstärke von Filter und Drainageschicht um 0,2 – 0,3 m verringert werden. Die Kosten liegen dementsprechend etwas unter den oben genannten Kosten. Speziell für den kombinierten Einsatz mit Bodenfiltern im Trennsystem wurden außerdem Regenklärbecken in Erdbauweise entwickelt, deren Kosten deutlich unter den Kosten konventioneller Becken in Betonbauweise liegen. Brunner (1998) gibt für diese Becken Kosten von etwa 200 bis 300 DM/m³ an, d.h. dadurch können die spezifischen Baukosten für die notwendige erste Stufe um etwa 1000 bis 3000 DM/m³ verringert werden. Da mit Schilf bepflanzte Bodenfilter Bedeutung als Ausgleichsmaßnahme haben können, können ggf. zusätzliche Kosteneinsparungen erzielt werden, die hier jedoch nicht eingerechnet werden.

In Tabelle 3.2-28 sind die verwendeten Daten zusammengefasst. Dabei wurde davon ausgegangen, dass der Bodenfilter getrennt zu einer bereits bestehenden oder separat zu bewertenden mechanischen Behandlungsstufe (Regenüberlaufbecken, Regenklärbecken, etc.) betrachtet wird. Für die Berechnungen werden Baukosten im Mischsystem für die Bodenfilter von 500, 1000 bzw. 1500 DM/m³ in Ansatz gebracht. In der günstigen Variante wurden Einsparungen in der Vorbehandlungsstufe von 150 DM/m³ einbezogen (berechnet über eine Einsparung von 5 m^3/ha_{red} und Baukosten von 2000 DM je m³ Regenüberlaufbecken). Beim Trennsystem wurde von 10 % günstigeren Baukosten ausgegangen. Außerdem wurden in der günstigen Variante Einsparungen in der Vorreinigungsstufe von 250 DM/m³ eingerechnet (berechnet über 10 m^3/ha_{red} und 2000 DM Einsparung je m³ Regenklärbecken).

Abbildung 3.2-10: Spezifische Baukosten von Bodenfiltern in Abhängigkeit vom Retentionsvolumen (Bezugsjahr 1995; Brunner, 1998)



Zu den Betriebskosten liegen keine Auswertungen vor. Von Born et al. (2000) wird allerdings berichtet, dass der Unterhaltungsaufwand gering und mit anderen Entlastungsbauwerken vergleichbar ist. Deshalb wurden die entsprechenden Zahlen verwendet. Für die Nutzungsdauer wird in Anlehnung an die in Tabelle 3.2-35 für Erdbecken und Teiche angegebenen Werte von etwa 25 Jahren ausgegangen.

Tabelle 3.2-28: Verwendete spezifische Kostendaten für den Bau von Bodenfilteranlagen

		günstige Verhältnisse	mittlere Verhältnisse	ungünstige Verhältnisse
Mischsystem: Baukosten	(DM/m³)	500	1000	1500
Baukosten-Einsparungen bei der Vorreinigung	(DM/m³)	150	-	-
Nutzungsdauer		25 Jahre		
Betriebskosten	DM/(m³ · a)	10	15	20
Annuität	DM/(m³ · a)	31	73	107
Trennsystem: Baukosten	(DM/m³)	450	900	1350
Baukosten-Einsparungen bei der Vorreinigung	(DM/m³)	250	-	-
Nutzungsdauer		25 Jahre		
Betriebskosten	DM/(m³ · a)	10	15	20
Annuität	DM/(m³ · a)	22	68	99

Mit den im Folgenden zusammengefassten Wirkungsdaten ergeben sich damit die in Tabelle 3.2-29 und 3.2-30 dargestellten Kosten-Wirksamkeitsbeziehungen.

Trennsystem:

spezifische Wirkung = $f_a \cdot (1-\eta_{RKB})\ \eta_{BF,stoff} \cdot \eta_{BF,hyd}/80$ [g/(m³ · a)]

z.B. für P_{ges}: 8,66 g/(m³ · a) (7,70 bis 14,58 g/(m³ · a))

für Cu: 1,83 g/(m³ · a) (1,63 bis 2,15 g/(m³ · a))

Mischsystem:

spezifische Wirkung = $f_a \cdot e_F \cdot \eta_{BF,stoff} \cdot \eta_{BF,hyd}/70$ [g/(m³ · a)]
(nach ATV A128 erforderliches RÜB-Volumen vorhanden, d.h. e_V = 39,7 %)

z.B. für P_{ges}: e_F = 0,801
spezifische Wirkung: 12,01 g/(m³ · a) (10,67 bis 16,66 g/(m³ · a))

für Cu: e_F = 0,393
spezifische Wirkung: 0,87 g/(m³ · a) (0,77 bis 2,45 g/(m³ · a))

Tabelle 3.2-29: Annuität, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit für Phosphor und Kupfer für die Maßnahme "Bau von Bodenfiltern"

	Günstige Verhältnisse	**mittlere Verhältnisse**	**Ungünstige Verhältnisse**
Wirkung Mischsystem g/(m³ · a)	P_{ges}: 32 Cu: 1,8	P_{ges}: 21 Cu: 1,3	P_{ges}: 11 Cu: 0,8
Wirkung Trennsystem g/(m³ · a)	P_{ges}: 15 Cu: 2,2	P_{ges}: 11 Cu: 1,5	P_{ges}: 8 Cu: 0,9
Annuität Mischsystem DM/(m³ · a)	31	73	107
Annuität Trennsystem DM/(m³ · a)	22	68	99
Kosten-Wirksamkeit Mischsystem DM/g	P_{ges}: 1,0 Cu: 17	P_{ges}: 3,5 Cu: 56	P_{ges}: 10,1 Cu: 139
Kosten-Wirksamkeit Trennsystem DM/g	P_{ges}: 1,5 Cu: 10	P_{ges}: 6,1 Cu: 44	P_{ges}: 12,8 Cu: 105

Tabelle 3.2-30: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse für die Maßnahme "Bau von Bodenfiltern" in [DM/g]

	N	**P**	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
Mischsystem								
günstige Verhältnisse	0,27	0,97	1028	56	17	45	42	1,9
mittlere Verhältnisse	0,95	3,46	3419	187	56	151	141	6,3
ungünstige Verhältnisse	2,69	10,05	8239	459	139	370	356	15,2
Trennsystem								
günstige Verhältnisse	0,36	1,51	573	34	10	27	27	1,0
mittlere Verhältnisse	1,26	6,07	2535	138	44	100	115	4,3
ungünstige Verhältnisse	2,18	12,82	6675	303	105	183	287	9,8

Zu V bzw. VI: Abkopplung von Flächen durch Entsiegelung oder Versickerung

Bei den Kostenüberlegungen zu Entsiegelungs- und Versickerungsmaßnahmen ist zu berücksichtigen, dass solche Anlagen Teile konventioneller Entwässerungssysteme ersetzen bzw. reduzieren können (z.B. Regenkanal im Trennsystem, Verkleinerung der Kanalrohre und Regenbecken im Mischsystem). Im Rahmen der Kosten-Wirksamkeitsanalysen sind jedoch nur die Mehrkosten gegenüber konventionellen Lösungen einzubeziehen. Im Folgenden werden zuerst die verfügbaren allgemeinen Kostenangaben aus der Literatur beschrieben und ausgewertet, bevor anschließend auf das Problem der Bestimmung der anzurechnenden Mehrkosten eingegangen wird.

Die Kosten für die Versickerung von Niederschlagswasser sind sehr stark abhängig von den lokalen Randbedingungen. Wichtige Faktoren sind:

- die Beschaffenheit des Untergrundes und die Topographie,
- die Boden- und Baupreise,
- der Umfang der Eigenleistungen des Bauherren,
- die einzusetzenden Verfahren und die verwendeten Bemessungsgrundlagen sowie
- der notwendige Vernetzungsgrad der Anlagen.

Tabelle 3.2-31 enthält eine detailliertere Auflistung der wesentlichen Einflussfaktoren auf die Kosten einer Regenwasserbewirtschaftung, sowie zusätzlich eine Gewichtung für die verschiedenen Faktoren.

In 1997 wurde zu den Bau– und Betriebskosten von Versickerungsanlagen eine bundesweite Befragung von 180 Städten und Gemeinden durchgeführt (Hamacher, 2000). Die sich daraus ergebenden durchschnittlichen, spezifischen **Investitionskosten** der Versickerungsverfahren sind in Abbildung 3.2-11 dargestellt (bezogen auf die angeschlossene befestigte Fläche und in Abhängigkeit vom Durchlässigkeitswert k_f). Randbedingungen für diese Werte ist eine Regenhäufigkeit von n = 0,2 [1/a] und ein Bemessungsregen von $r_{15(1)}$ = 100 l/(s · ha). Kosten für die Zuleitung oder für eventuell erforderlichen Grunderwerb wurden nicht berücksichtigt. Danach sind Mulden das preiswerteste Verfahren der Regenwasserversickerung. Bei Mulden ist außerdem der mögliche Anteil an Eigenleistung besonders hoch und die Materialkosten sind gering, so dass Mulden für den privaten Bereich im Allgemeinen die kostengünstigste Lösung darstellen. Die Kosten für die Schachtversickerung sind dagegen 5 bis 10 mal so hoch.

Tabelle 3.2-31: Wesentliche Einflussgrößen auf die Kosten der Regenwasserbewirtschaftung nach Londong (1999)

Einflussgröße	**Gewicht**
Angeschlossene Fläche	+++
Bodenbeschaffenheit (Durchlässigkeitsbeiwert)	+++
gewählter Berechnungsregen	+++
Neubaugebiet oder Bestandsgebiet	++
Einzelanlage oder vernetztes System	++
Vollversickerung oder Teilversickerung	++
Drosselfaktor bei gedrosselter Ableitung	++
verfügbare Geländeoberfläche	++
Bodenpreise	++
Eigenleistung von privaten Bauherrn	++
Einbau von Einrichtungen zur Regenwassernutzung	++
Zuschnitt der Grundstücke, Erschließung	++
Größe des Bauloses	++
Baukonjunktur, Konkurrenzsituation	++
Gestaltung, Materialwahl	+
Geländeneigung	+

Eine entsprechende Übersicht wurde von Londong/Nothnagel (1999) veröffentlicht (s. Abbildung 3.2-12). Dabei wurden getrennt auch Mulden-Rigolen-Anlagen erfasst, deren Kosten nochmals deutlich über denen der Schachtanlagen liegen. Unter Einbeziehung neuer Daten aus dem Emscher-Gebiet wurden von Londong/Nothnagel (1999) außerdem mittlere sowie minimale und maximale Werte ausgewertet, die in Tabelle 3.2-32 wiedergegeben sind. Die geringsten Kosten konnten bei Maßnahmen mit erheblichen Eigenleistungen der Beteiligten erzielt werden. Hohe spezifische Kosten ergaben sich bei schlecht versickerungsfähigen Böden oder bei besonders aufwendigen Planungen bspw. dort, wo entsprechende Maßnahmen als Teil der Landschafts- oder Stadtgestaltung gebaut wurden. In solchen Fällen wäre dann allerdings ein Teil der Kosten der Landschaftsgestaltung zuzurechnen.

Abbildung 3.2-11: Spezifische Baukosten verschiedener Versickerungsverfahren bezogen auf die angeschlossene befestigte Fläche (Hamacher, 2000)

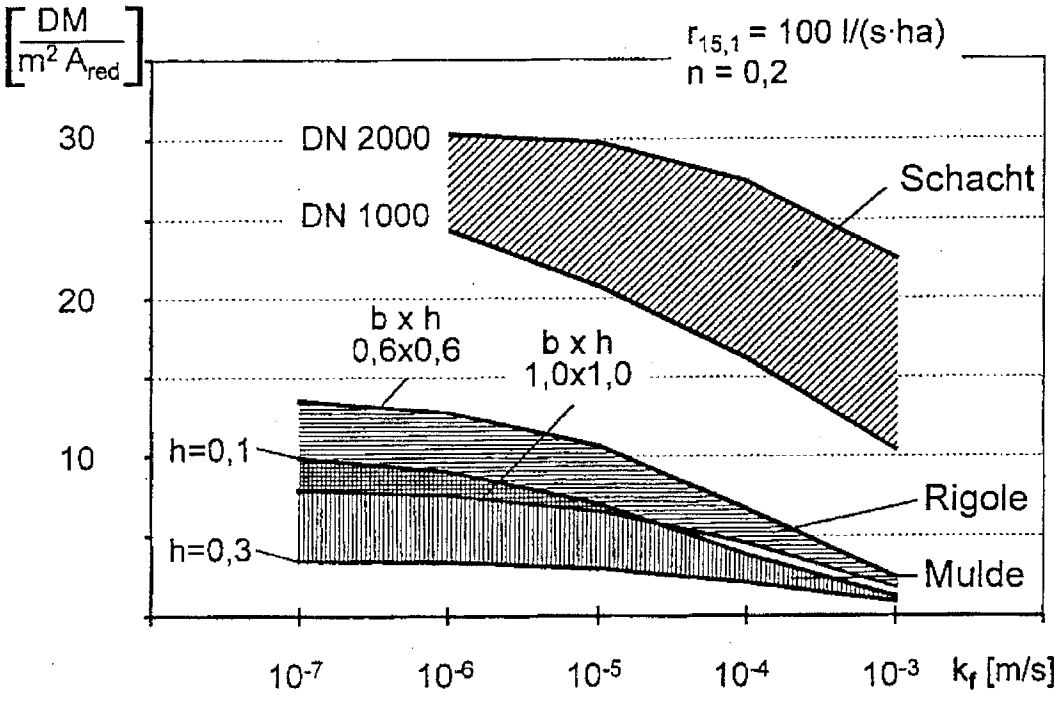
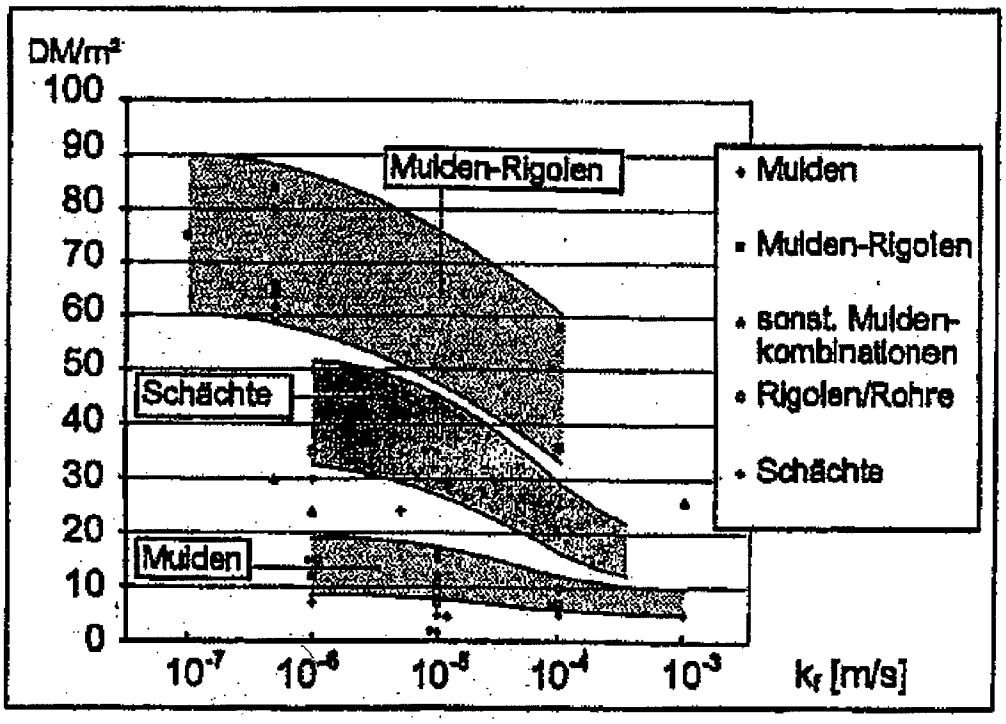


Tabelle 3.2-32: Kosten der Regenwasserversickerungsverfahren in [DM/m²] bezogen auf A_{red} (Londong/Nothnagel,1999)

Verfahren	**Mittelwert**	**Median**	**Niedrigster Wert**	**Höchster Wert**
Muldenversickerung	11,0	10,0	2,5	30,0
Rohr- oder Rigolen-versickerung	23,0	15,0	7,0	48,0
Schachtversickerung	26,0	24,0	7,5	50,0
Mulden-Rigolen-Versickerung	50,4	47,0	12,0	84,0
Sonstige Mulden-Kombinationen	31,4	28,0	16,5	62,0
Rückhaltung und gedrosselte Ableitung	30,3	23,3	18,0	65,0

Abbildung 3.2-12: Spezifische Investitionskosten verschiedener Versickerungsverfahren in Abhängigkeit vom Durchlässigkeitsbeiwert (Londong/ Nothnagel, 1999)



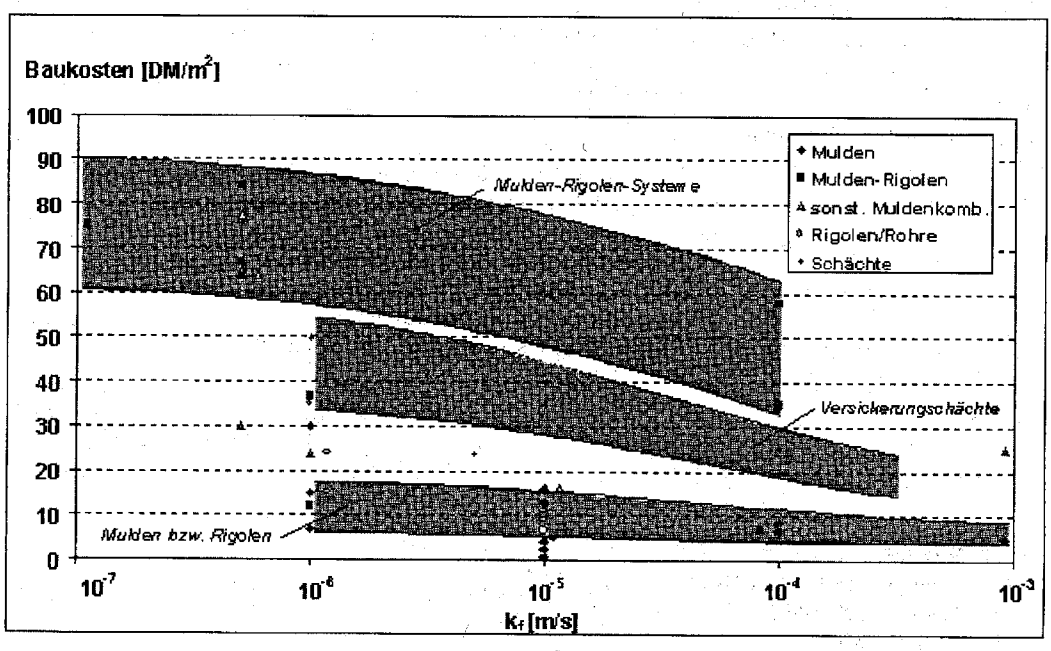
Auch von Pecher (1999) wurden spezifische Baukosten für die Regenwasserversickerung ausgewertet. Dazu wurden Daten von 52 Versickerungsprojekten herangezogen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 3.2-13 dargestellt.

Durchschnittliche spezifische Investitionskosten für Regenwasserversickerungssysteme wurden außerdem von Rudolph/Balke (2000) veröffentlicht (jeweils bezogen auf die versiegelte Fläche):

- Mulde mit einfacher Zuleitung (kurze Rinnen): ca. 10 – 15 DM/m²
- Mulden-Rigolen-System mit einfacher Zuleitung: ca. 25 – 40 DM/m²
- Mulden-Rigolen-System mit Zuleitungen, vernetzt, ggf. mit Ableitung: > 30 DM/m².

Danach liegen die spezifischen Kosten für Mulden-Rigolen-Systeme teilweise deutlich unter den o.g. Kostenzahlen.

Abbildung 3.2-13: Spezifische Baukosten von Versickerungsanlagen in Abhängigkeit vom Durchlässigkeitsbeiwert (Pecher, 1999)



Daten zu den **Betriebskosten** von Versickerungsanlagen wurden von Hamacher (2000) ausgewertet und veröffentlicht (s. Tabelle 3.2-33). Danach liegt der Aufwand für Wartung und Pflege einer Grünfläche mit integrierten Versickerungsmulden zwischen 0,50 und 3,50 DM/(m² · a), als mittlerer Wert wird 1 DM/(m² · a) angegeben. Allerdings wird darauf hingewiesen, dass diese Kosten auch dann anfallen würden, wenn die Flächen nicht zur Versickerung genutzt würden, d.h. letztlich fallen keine zusätzlichen Kosten an.

Nach Londong/Nothnagel (1999) entstehen für Mulden in Rasenflächen kaum mehr Betriebskosten als für die Freiraumbewirtschaftung. Als Ansatz für Funktionskontrollen der Schächte und Rohrleitungen bei Rohr-Rigolen-Systeme werden 2,50 DM/(m · a) genannt. Für zwei Beispiele werden Betriebskosten von 1,40 DM/(m² · a) (Mulden-Rigolen-System, Pilotprojekt mit anfänglichen Schwierigkeiten) und 0,12 DM/(m² · a) (Rohr-Rigolen-System nach zweijähriger Betriebserfahrung) aufgeführt.

Tabelle 3.2-33: Spezifische Kosten für Wartungs- und Pflegearbeiten von Versickerungsanlagen (Hamacher, 2000)

Verfahren	Spezifische Instandhaltungskosten		Einheit	Häufigkeit pro Jahr
	Schwankungs-bereich	gewichteter Mittelwert		
Rasenpflege	0,05 bis 0,50	0,25	DM/m²	1 – 12
Laub entfernen	0,05 bis 0,30	0,24	DM/m²	1 – 2
Straßenbegleit-streifen mähen	0,10 bis 0,50	0,33	DM/m²	1 – 12
Störstoffe + Müll entfernen	0,5 bis 1,50	1,00	DM/m²	1 – 2
Hochdruck-reinigung von Rohrrigolen	20 bis 50	30,00	DM/lfd. m	bei Bedarf

Von Rudolph/Balke (2000) werden für die Betriebskosten von Mulden-Rigolen-Systemen Erfahrungswerte aus Berliner Projekten angegeben (s. Tabelle 3.2-34). Diesen Kosten stehen die eingesparten Kosten bei einer herkömmlichen Straßenentwässerung (Reinigung von Schmutzfängern, Straßeneinläufen und Entwässerungsrinnen) gegenüber, die in der gleichen Größenordnung liegen, d.h. danach besteht in etwa Kostengleichheit.

Für die Kostenabschätzungen spielt die einzusetzende Nutzungsdauer eine sehr wichtige Rolle. Während für herkömmliche Kanalisationsbauwerke langjährige Erfahrungen vorliegen, können für Versickerungsanlagen derzeit nur Abschätzungen vorgenommen werden. Von Hamacher wurden die Ergebnisse der bereits o.g. Befragung sowie die Ergebnisse einer ATV-Umfrage von 1995 gegenübergestellt (s. Tabelle 3.2-35). Danach liegen die abgeschätzten Nutzungsdauern zwischen 20 und 31 Jahren.

Tabelle 3.2-34: Unterhaltungskosten von vernetzten Mulden-Rigolen-Systemen (Sieker/Rudolph, 1993 nach Rudolph/Balke, 2000)

Unterhaltungsarbeiten	M-R-System für Grundstück DM/(m^2·a)	M-R-System für Anliegerstraße DM/(m Straße·a)
Mehrkosten Grünschnitt (5 Pflegegänge)	0,15	0,31
Mehrkosten Laub entfernen (1 x im Herbst)	0,20	0,42
Notüberläufe außen reinigen (2 x jährlich)	0,07	0,15
Drosselschächte außen reinigen (2 x jährlich)	0,08	0,17
Zwischensumme Regelleistungen	0,50	1,05
Notüberläufe innen reinigen (1 x in 3 Jahren)	0,24	0,50
Drosselschächte innen reinigen (1 x in 3 Jahren)	0,11	0,23
Aerifizieren und Besanden (1 x in 2 Jahren)	0,20	0,42
Mulden nachprofilieren (1 x in 5 Jahren)	0,14	0,29
Zuführung/Bankett nachprofilieren (1 x in 5 Jahren)	0,08	0,17
Zwischensumme zusätzliche Leistungen	0,77	1,61
Gesamtunterhaltungskosten ohne MwSt.	1,27	2,66

Tabelle 3.2-35: Nutzungsdauern von Versickerungsanlagen (Hamacher, 2000)

	Erhebung ATV 1995		**Erhebung RWTH Aachen 1997**		**Mittel aus beiden Erhebungen in Jahren**
	Bereich in Jahren	**gewichteter Mittelwert**	**Bereich in Jahren**	**gewichteter Mittelwert**	
Fläche	—	—	15 – 50	29,2	29,2
Mulde	15 – 30	22,5	15 – 100	32,1	27,3
Rigole	20 – 30	26,4	10 - 25	18,8	22,5
Schacht	15 - 50	31,6	5 - 60	30,4	31
Mulden-Rigole	—	—	15 - 30	20	20
Teiche	15 - 25	20,5	10 - 20	15	17,8
Erdbecken	15 - 50	39,4	10 - 30	20	29,7

Um die für die Kosten-Wirksamkeitsanalysen relevanten Mehrkosten einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung gegenüber einer konventionellen Entwässerung zu bestimmen, ist es wie oben beschrieben sinnvoll, zwei unterschiedliche Anwendungsfälle zu unterscheiden:

Einsatz in Neubaugebieten,
Einsatz im Bestand.

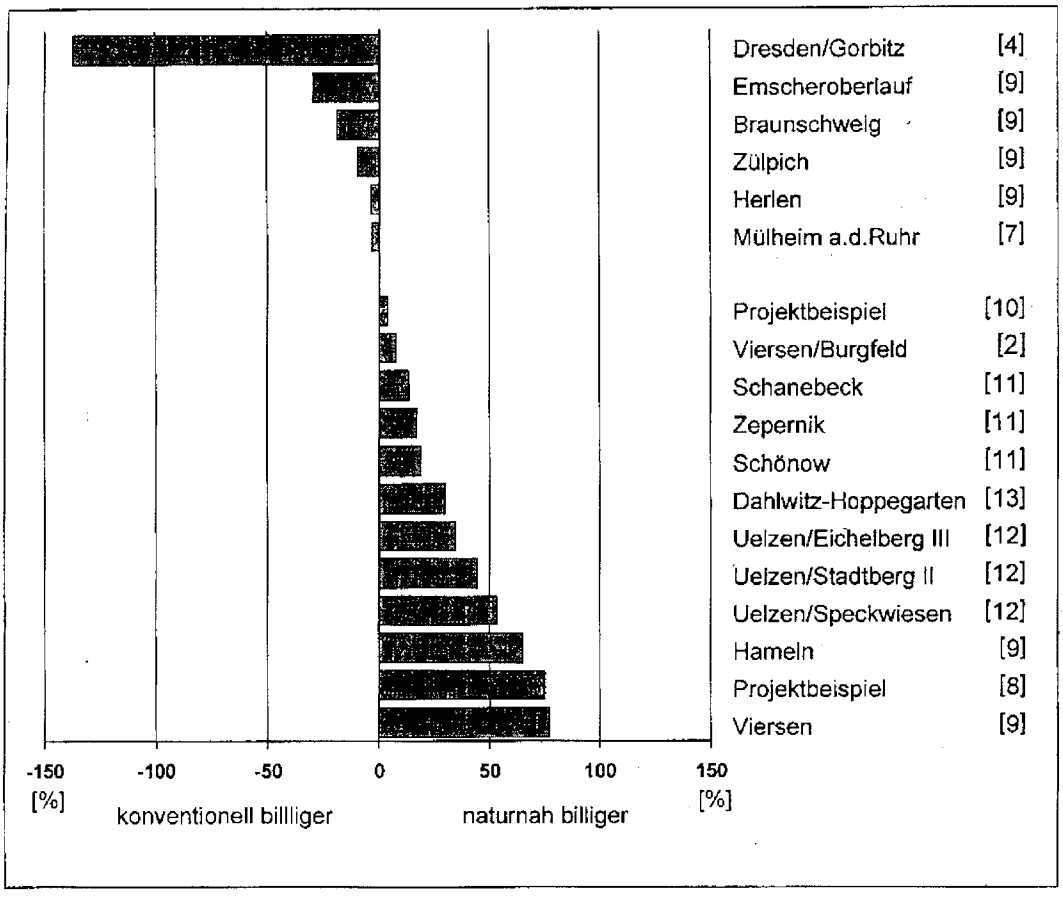
zu (a): Einsatz in Neubaugebieten
In Neubaugebieten ist eine ortsnahe Entsorgung des Regenwassers (Vermeidung des Anfalls von Regenwasser, Versickerung, direkte Ableitung in nahegelegene oberirdische Gewässer) häufig kostengünstig zu realisieren (vgl. zum Beispiel Ellwart, 2000). Nach einer Auswertung von Hamacher (2000) ist bei den in der Literatur dokumentierten Vergleichsrechnungen in der überwiegenden Zahl der Fälle die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung die kostengünstigere Lösung gegenüber einer konventionellen Entsorgung (s. Abbildung 3.2-14)[12]. In verschiedenen Bundesländern wie z.B. Nordrhein-Westfalen oder Rheinland-Pfalz ist inzwischen der Vorrang einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung, soweit diese mit vertretbarem Aufwand möglich ist, durch entsprechende Regelungen festgeschrieben.

Die Auswertungen zeigen somit eine sehr günstige Kosten-Wirksamkeit. Durch diese Maßnahmen bei Neubaugebieten können jedoch keine bestehenden Emissionen reduziert werden. Diese Maßnahmen können somit nicht in Relation zu den sonstigen Maßnahmen gesetzt werden.

---

12 Nach Hamacher (2000) ist allerdings zu hinterfragen, ob Negativbeispiele gleichermaßen veröffentlicht werden.

Abbildung 3.2-14: Vergleich der Investitionskosten von konventioneller und ortsnaher Regenwasserentsorgung (Hamacher, 2000)



zu (b): Einsatz im Bestand

Eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung durch Änderungen im Bestand ist deutlich schwieriger zu realisieren und mit einem deutlich höheren Aufwand verbunden. In Tabelle 3.2-36 sind beispielhaft spezifische Investitionskosten für wasserdurchlässige befestigte Flächen zusammengestellt, die bei Entsiegelungsmaßnahmen neben den Kosten für die Beseitigung des bestehenden Materials zusätzlich anfallen würden. Für den Bau von Versickerungsanlagen im Bestand gelten die oben aufgeführten Kostenzahlen. Besonderes Problem ist dabei allerdings meistens die Realisierung des Flächenbedarfs. Umgekehrt zeigen Beispiele aus dem Emschergebiet, dass entsprechende Maßnahmen im Bestand nicht generell teurer sind als in neu erschlossenen Siedlungen (Londong/Nothnagel, 1999).

Tabelle 3.2-36: Spezifische Baukosten für befestigte Versickerungsflächen (Hamacher, 2000)

Versickerungsfläche A_s	**Baukosten [DM/m^2]**	
	Schwankungsbereich	**gewichtetes Mittel**
Schotterrasen; PKW-befahrbar	25 bis 40	30
Rasengittersteine mit Mutterbodenfüllung	55 bis 120	78
Splittfugenpflaster; LKW-befahrbar	50 bis 75	66

Diesen Kosten stehen die Einsparungen gegenüber, die sowohl im Kanalnetz als auch auf der Kläranlage erreicht werden, wenn Regenwasser nicht über die Kanalisation abgeleitet wird. Diese Einsparungen sind jedoch sehr schwierig zu beziffern, insbesondere da dabei lokale Randbedingungen von Bedeutung sind, die für die Versickerung keine oder nur eine geringe Rolle spielen. Während bei der Versickerung die Bodenbeschaffenheit, die Flächennutzung und die Freiraumgestaltung wichtige Faktoren darstellen, sind dies bei einer konventionellen Entwässerung die Länge der Kanäle, die Entfernung zur Kläranlage, das Geländegefälle, der Ausbaugrad und der Zustand des Kanalnetzes, etc. Von Rudolph/Balke (2000) wurde das Einsparpotenzial bei Regenrückhaltebecken unter normalen Verhältnissen (Investitionskosten von 300 DM/m² Beckenvolumen, 10 % Abkopplung) abgeschätzt. Danach ergibt sich bei einer geforderten Überlaufhäufigkeit von 0,2 pro Jahr eine Einsparung von 10 DM/m². Die zusätzlich vorgenommene, grobe Abschätzung der zusätzlich eingesparten Jahreskosten in der Kläranlage ergibt einen Bereich von 0,10 bis 0,34 DM/(m² · a). Meißner (1997) schätzt, dass eine kostengerechte Regenwassergebühr für eine herkömmliche flächendeckende Regenwasserbehandlung bei etwa 3,00 DM/m² und Jahr liegen dürfte.

Den tatsächlichen Einsparungen stehen die Einsparungen gegenüber, die der Bürger aufgrund der Gebührenstruktur erzielen kann. Werden die Gebühren in dem entsprechenden Gebiet nach der gesplitteten Abwassergebühr abgerechnet, so spart der Bürger die Gebühren für die nun nicht mehr an die Kanalisation angeschlossene Fläche. In Deutschland wenden inzwischen über 40 % (in 1999: 44 %) der Gemeinden diesen Abrechnungsmodus an, die durchschnittliche Niederschlagswassergebühr (bezogen auf die versiegelte Fläche) lag 1999 bei 1,50 DM/(m² · a) (Bäumer et al., 2000). Zusätzlich laufen teilweise auch Förderprogramme zur Entsiegelung von Flächen, in deren Rahmen ein Zuschuss pro m^2 entsiegelter Fläche bzw. Fläche der Versickerungsanlage gewährt wird (z.B. in NRW: 30 DM pro m^2 entsiegelte Fläche bzw. Versickerungsfläche; Mertsch, 1997; oder im Rahmen eines Programms der Emschergenossenschaft: 10 DM pro m^2 abgekoppelte Fläche). In Hessen wurden

aus der Grundwasserabgabe u.a. Entsiegelungs- und Versickerungsmaßnahmen gefördert. Im Rahmen der pauschalierten Förderung lag dabei der spezifische Förderhöchstbetrag bei 40 DM/m² plus 25 DM/m² für die Entfernung des undurchlässigen und die Herstellung eines wasserdurchlässigen Belags sowie bei 15 DM/m² angeschlossene Fläche für Mulden- und Rigolenversickerungsanlagen (zusätzlich waren die Gesamtfördersumme und der Anteil der Förderung an den Gesamtkosten begrenzt). Über die Projektförderung wurden außerdem insgesamt 79 Entsiegelungsmaßnahmen im öffentlichen Bereich gefördert, über die etwa 60.000 m² Fläche entsiegelt wurde. Die spezifischen Kosten dieser Maßnahmen, die in den Jahren 1993 bis 1998 realisiert wurden, lagen bei 85 DM/m² (Neumüller, 2000). Der Erfolg entsprechender Programme zeigt, dass über Fördersummen in dieser Höhe auch im Bestand ein deutlicher Beitrag zur Abkopplung von Flächen realisiert werden kann.

Besondere ökonomische Vorteile kann die Realisierung der Entsiegelung und Versickerung im Bestand insbesondere dann erbringen, wenn Sanierungs- oder Erweiterungsbedarf im Bereich der Kanalisation besteht. In einem von Adams (1996) beschriebenen Beispiel in Hameln-Tündern bestand Sanierungsbedarf für ein überlastetes Mischkanalnetz. Durch die Abkopplung von ca. 19 % der angeschlossenen Dach- und Hofflächen konnte auf eine Vergrößerung der Kanäle und Becken verzichtet werden. Die Sanierung der Kanalisation konnte dadurch für nur noch 1,52 Mio. DM anstatt der ansonsten notwendigen 4,4 Mio. DM realisiert werden. Darin ist die Förderung der Abkopplung für die Grundstückseigentümer mit 10 DM/m² (Kosten der Förderung insgesamt: 0,5 Mio. DM) bereits enthalten.

In Zusammenfassung der aufgeführten Informationen werden für die Kosten-Wirksamkeitsanalysen die in Tabelle 3.2-37 genannten Daten verwendet. Auf entsprechende Analysen für Neubaugebiete kann verzichtet werden, da hier bei durchschnittlichen Verhältnissen nicht mit Mehrkosten zu rechnen ist und teilweise der Vorrang der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung bereits festgeschrieben ist. Bei der Entsiegelung wurden als Baukosten unter günstigen Bedingungen 30 DM/m² angesetzt (Baukosten für Schotterrasen), unter ungünstigen Verhältnissen 100 DM/m² (Baukosten für Rasengittersteine). Eine mögliche Förderung bspw. seitens der Kommune wurde nicht eingerechnet, andererseits auch keine Kosten für die Entfernung des alten Belags. Bei der Nutzungsdauer wurde in Anlehnung an die Nutzungsdauer von Versickerungsanlagen mit 25 Jahren gerechnet. Bei den Betriebskosten wurde davon ausgegangen, dass für die Pflege der Flächen kein zusätzlicher Aufwand anfällt. Für die Kosteneinsparungen im Kanalnetz und in der Kläranlage wurden in Anlehnung an die Höhe der Niederschlagswassergebühren Werte maximal 1,50 DM/m² und Jahr angesetzt. Für die Regenwasserversickerung wurden als Baukosten Werte zwischen 10 DM/m² A_{red} (Muldenversickerung unter günstigen Bedingungen) und 50 DM/m² A_{red} (Mulden-Rigolen-Versickerung) angenommen. Bei den Betriebskosten wurden zusätzliche Kosten für die Wartung der Versickerungsanlagen von 0,10 bis 0,50 DM/m² und Jahr berücksichtigt.

Tabelle 3.2-37: Verwendete Kostendaten für die Entsiegelung bzw. Versickerung von Regenwasser im Bestand

	günstige Verhältnisse	**mittlere Verhältnisse**	**ungünstige Verhältnisse**
Baukosten Entsiegelung (DM/m²)	30	60	100
Nutzungsdauer befestigte Versickerungsflächen	25 Jahre		
Betriebskosten DM/(m² · a)	- 1,50	- 1,00	0
Annuität Entsiegelung DM/(m² · a)	0,14	2,39	5,74
Baukosten Versickerung (DM/m² A_{red})	10	30	50
Nutzungsdauer Versickerungsanlagen	25 Jahre		
Betriebskosten DM/(m³ · a)	- 1,40	- 0,75	0,50
Annuität Versickerung DM/(m³ · a)	-0,91	0,93	3,40

Mit den im folgenden zusammengefassten Wirkungsdaten ergeben sich damit die in Tabelle 3.2-38 und 3.2-39 dargestellten Kosten-Wirksamkeitsbeziehungen.

Mischsystem:
Wirkung unter günstigen Verhältnissen (Abtragspotenzial entsprechend Tabelle 3.2-13, Kanalsysteme ohne Regenüberlaufbecken, Kläranlagen mit hohen Ablaufkonzentrationen):
spezifische Wirkung z.B. für P_{ges}: 0,61 g/(m² · a)
für Cu: 0,026 g/(m² · a)

Wirkung unter ungünstigen Verhältnissen (Abtragspotenzial um 30 % verringert, Kanalsysteme mit Regenüberlaufbecken nach ATV A128, Kläranlagen mit niedrigen Ablaufkonzentrationen):
spezifische Wirkung z.B. für P_{ges}: 0,20 g/(m² · a);
für Cu: 0,013 g/(m² · a);

Trennsystem:
Wirkung unter günstigen Verhältnissen (Abtragspotenzial entsprechend Tabelle 3.2-13, Kanalsysteme ohne Regenklärbecken):
spezifische Wirkung z.B. für P_{ges}: 0,22 g/(m² · a)
für Cu: 0,031 g/(m² · a)

Wirkung unter ungünstigen Verhältnissen (Abtragspotenzial um 30 % verringert, Kanalsysteme mit Regenklärbecken und Wirkungsgrad entsprechend Tabelle 3.2-14):
spezifische Wirkung z.B. für P_{ges}: 0,10 g/(m² · a)
für Cu: 0,012 g/(m² · a)

Tabelle 3.2-38: Annuität, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit für Phosphor und Kupfer für die Maßnahme "Abkopplung von Flächen durch Entsiegelung oder Versickerung"

	günstige Verhältnisse	**Mittlere Verhältnisse**	**ungünstige Verhältnisse**
Wirkung Mischsystem g/(m² · a)	P_{ges}: 0,61 Cu: 0,026	P_{ges}: 0,40 Cu: 0,019	P_{ges}: 0,20 Cu: 0,013
Wirkung Trennsystem g/(m² · a)	P_{ges}: 0,22 Cu: 0,031	P_{ges}: 0,16 Cu: 0,022	P_{ges}: 0,10 Cu: 0,012
Annuität Entsiegelung DM/(m² · a)	0,14	2,39	5,74
Kosten-Wirksamkeit Entsiegelung/Mischsystem DM/g	P_{ges}: 0,23 Cu: 5,3	P_{ges}: 5,91 Cu: 123	P_{ges}: 28,4 Cu: 434
Kosten-Wirksamkeit Entsiegelung/Trennsystem DM/g	P_{ges}: 0,62 Cu: 4,4	P_{ges}: 14,85 Cu: 110,5	P_{ges}: 56,50 Cu: 478,1
Annuität Versickerung DM/(m² · a)	-0,91	0,93	3,40
Kosten-Wirksamkeit Versickerung/Mischsystem DM/g	P_{ges}: - 1,50 Cu: - 35,4	P_{ges}: 2,30 Cu: 47,9	P_{ges}: 16,83 Cu: 257,0
Kosten-Wirksamkeit Versickerung/Trennsystem DM/g	P_{ges}: - 4,12 Cu: - 29,0	P_{ges}: 5,78 Cu: 43,0	P_{ges}: 33,45 Cu: 283,1

Tabelle 3.2-39: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse für die Maßnahme "Abkopplung von Flächen durch Entsiegelung oder Versickerung" in [DM/g]

	N	P	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Entsiegelung Mischsystem								
günstige Verhältnisse	0,05	0,23	249	22	5,3	17	11	0,9
mittlere Verhältnisse	1,15	5,91	5624	485	123	347	259	20,1
ungünstige Verhältnisse	4,86	28,42	19181	1561	434	1028	1020	71,0
Entsiegelung Trennsystem								
günstige Verhältnisse	0,09	0,62	195	20	4	16	9	0,6
mittlere Verhältnisse	1,83	14,85	5107	476	111	343	227	15,8
ungünstige Verhältnisse	5,61	56,50	24417	1890	478	1123	1024	64,2
Versickerung Mischsystem								
günstige Verhältnisse	-0,31	-1,50	-1648	-147	-35,4	-111	-71	-5,8
mittlere Verhältnisse	0,45	2,30	2190	189	47,9	135	101	7,8
ungünstige Verhältnisse	2,88	16,83	11357	924	257	609	604	42,0
Versickerung Trennsystem								
günstige Verhältnisse	-0,57	-4,12	-1294	-129	-29,0	-103	-59	-4,3
mittlere Verhältnisse	0,71	5,78	1988	185	43,0	134	89	6,1
ungünstige Verhältnisse	3,32	33,45	14456	1119	283	665	607	38,0

3.3 Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich Kanalinspektion und -sanierung

Die Exfiltration von Abwasser aufgrund defekter Kanäle kann erhebliche Auswirkungen auf das Grundwasser haben. Besonders gefährdet sind davon Gebiete mit gut durchlässigen, sorptionsschwachen Sedimenten und geringem Abstand zwischen dem Kanalnetz und dem Grundwasser. Über Kanalinspektions- und Sanierungsmaßnahmen ist insbesondere in diesen Bereichen die Exfiltration von Abwasser zu vermeiden. In zahlreichen Bundesländern wurden bereits entsprechende gesetzliche Regelungen erlassen, um insbesondere den Schutz des Grundwassers zu erhöhen. Eine allgemeingültige Quantifizierung der indirekten Wirkungen entsprechender Maßnahmen hinsichtlich der Belastungen der Oberflächengewässer ist jedoch nicht möglich.

Maßnahmen im Kanalnetz zur Reduzierung der Fremdwassermenge können die Emissionen in Oberflächengewässer deutlich reduzieren, da zum einen das Abwasser auf der Kläranlage deutlich weniger verdünnt ankommt und damit der Wirkungsgrad der Abwasserreinigung erhöht werden kann. Zum anderen wird die Kapazität des Kanalnetzes für die Ableitung von Regen- und Mischwasser erhöht und so die abgeschlagene Wassermenge verringert. Im Folgenden wird speziell auf diese Aspekte eingegangen.

3.3.1 Wirkungen

Die wichtigsten Ursachen für das Auftreten von Fremdwasser sind:

- Undichtigkeiten in Abwasserleitungen, Abwasserkanälen und Schächten,
- Anschluss von Grundstücksdrainagen,
- Anschluss von Bächen, Gräben und Quellen an die Kanalisation,
- Überläufe aus nicht mehr funktionierenden Versickerungsanlagen oder
- Fehlanschlüsse bei Schmutzwasserkanälen im Trennsystem.

Der Fremdwasseranteil, d.h. der Anteil des Fremdwassers an der gesamten Abwassermenge bei Trockenwetter schwankt zwischen den einzelnen Kläranlagen sehr stark. Von Fischer (1990) werden für Bayern Zahlen zwischen 27 % und 36 % genannt, für verschiedene Kanalnetze in Baden-Württemberg werden Zahlen zwischen 33 und 77 % aufgeführt. Von Decker (1997) werden zusätzliche Beispiele mit Werten zwischen 50% und im Extremfall 90 % angeführt. Für Nordrhein-Westfalen wurde eine Unterscheidung nach dem spezifischen Abwasseranfall, bezogen auf die an der Kläranlage angeschlossenen Einwohner, getroffen, nach der 20 % der Anlagen einer hohen Fremdwasseranfall (zwischen 180 und 240 l/EW/d) und 20 % der Anlagen einen kritischen Fremdwasseranfall (über 240 l/EW/d) haben (Schmidt, A., 2000). Nach dem ATV-Handbuch können Fremdwasserabflussspenden zwischen 0,05 und im Extremfall 0,58 l/(s · ha) auftreten (bezogen auf die kanalisierte Einzugsgebietsfläche). Im Vergleich dazu liegen die üblichen Schmutzwasserabflussspenden zwischen 0,15 bis 0,30 l/(s · ha) (Pecher/Geurts 1999). Diese Zahlen machen deutlich, dass der Fremdwasseranteil in den Kanalnetzen im Allgemeinen sehr hoch ist. Das Reduktionspotential ist erheblich, wie auch Beispiele von Sanierungskonzepten zeigen (Milojevic, 1999), auch wenn eine vollständige Vermeidung von Fremdwasser i.d.R. nicht möglich und aufgrund des enormen Aufwandes auch nicht sinnvoll ist (Pecher, 1998).

Detaillierte Messungen und Untersuchungen zu den emissionsbezogenen Wirkungen von Maßnahmen zur Verringerung der Fremdwassermenge liegen bislang nicht

vor. Für den Bereich des Mischsystems werden deshalb die Wirkungen sehr grob abgeschätzt.

Die Wirkung entsprechender Maßnahmen wird bestimmt durch

- die Verringerung der entlasteten Mischwassermengen bei Regenüberlaufbecken bzw. Regenüberläufen und
- die Erhöhung der Stoffkonzentrationen im Ab- bzw. Mischwasser aufgrund der geringeren Verdünnung. Dadurch werden die Konzentrationen im entlasteten Mischwasser sowie im der Kläranlage zufließenden Abwasser erhöht.

Zur groben Abschätzung der Verringerung der entlasteten Mischwassermenge kann für die tatsächlich wirksame Entlastungsdauer bei Regenüberlaufbecken mit einer entsprechend der Verringerung der Fremdwassermenge reduzierten Entlastungsmenge gerechnet werden. Auswertungen zu den Entlastungsdauern von Regenüberlaufbecken zeigen eine große Schwankungsbreite. Nach Brombach/Wöhrle (1997) liegt die durchschnittliche Entlastungsdauer für Durchlaufbecken bei 230 h pro Jahr. Für die Berechnungen wird zusätzlich mit Entlastungsdauern von 100 h pro Jahr und 400 h pro Jahr gerechnet, um die Schwankungsbreiten weitgehend abzudecken. Damit ergibt sich eine Reduktion der entlasteten Mischwassermenge um 828 (bzw. 360 und 1440) m³/a pro l/s reduzierte Fremdwassermenge.

Zur Berechnung der Frachtreduzierung ist eine Annahme für die durchschnittliche Konzentration der Nähr- bzw. Schadstoffe im entlasteten Mischwasser zu treffen. Dazu können die Konzentrationen im Mischabwasser herangezogen werden (s. Tabellen 3.2-6 und 3.2-11). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass durch der Verringerung des Fremdwasseranteils die Konzentrationen im Mischwasser ansteigen. Für die Frachtberechnungen wird deshalb in einer zusätzlichen Option mit der Hälfte der durchschnittlichen Konzentrationen im entlasteten Mischabwasser gerechnet.

Für Phosphor (durchschnittliche Konzentration im entlasteten Mischwasser: 1,3 mg/l; Michelbach et al., 2000) ergibt sich damit eine Verringerung der emittierten Fracht um 807 (234 bis 1872) g pro l/s reduzierte Fremdwassermenge. Für Stickstoff (5,4 mg/l) ergibt sich damit eine Reduktion um 2236 (972 bis 3888) g pro l/s reduzierte Fremdwassermenge, für Kupfer (92,1 µg/l) um 57 (16 bis 133) g pro l/s reduzierte Fremdwassermenge.

Zusätzlich ist durch die Verringerung der Fremdwassermenge eine Reduktion der Ablauffracht der Kläranlage möglich. Dies ist davon abhängig, ob durch die verringerte Verdünnung im Zulauf der Anlage und die entsprechend höheren Ausgangskonzentrationen die prozentuale Eliminationsleistung der Anlage gesteigert werden kann. Insbesondere bei den Schwermetallen liegen dazu jedoch keine näheren Informationen vor, so dass für diesen Aspekt eine Quantifizierung nicht möglich ist.

3.3.2 Kosten und Kosten-Wirksamkeit

Der Aufwand zur Verringerung der Fremdwassermengen kann entsprechend den unterschiedlichen Ursachen sehr stark schwanken. Einen sehr hohen Aufwand bedeutet bspw. das Herausnehmen von Bächen, Gräben und Quellen, da dazu im Allgemeinen ein gesonderter Fremdwasserkanal notwendig ist. Dagegen kann der Aufwand für Kanalsanierungsmaßnahmen, über die der Fremdwassereintritt reduziert wird, deutlich günstiger sein. Die im Folgenden genannten Kostendaten beziehen sich im Wesentlichen auf solche deutlich günstigeren Kanalsanierungsmaßnahmen.

Im Rahmen eines Sanierungskonzeptes zur Reduzierung des Fremdwasseranfalls für eine kommunale Kläranlage wurden unterschiedliche Prioritätsklassen im Hinblick auf die Dichtheit festgelegt (Milojevic, 1999). Durch die Differenzierung sollte eine möglichst effiziente Fremdwasserreduzierung erreicht werden. Für die Sanierung der Haltungen mit der obersten Priorität (hohes Potential zur Fremdwasserreduzierung) ergaben sich nach den Planungen Sanierungskosten von insgesamt 13,3 Mio. DM. Die dadurch erzielbare Verminderung des Fremdwasserzuflusses wurde auf 230 l/s abgeschätzt. Damit ergeben sich spezifische Sanierungskosten von ca. 60.000 DM/(l/s). Für die Berechnungen werden zusätzlich Sanierungskosten unter günstigen Bedingungen von 30.000 und unter ungünstigen Verhältnissen von 200.000 DM/(l/s) angenommen. Bei der Festlegung der Nutzungsdauer der Sanierungsmaßnahmen kann davon ausgegangen werden, dass im Laufe der Nutzung von Kanälen (durchschnittliche Nutzungsdauer 50 Jahre) einmal Sanierungsmaßnahmen notwendig sind. Es wird deshalb für die verschiedenen Varianten mit einer Nutzungsdauer von 25 Jahren gerechnet. Durch die Verringerung des Fremdwasseranfalls können sich insbesondere aufgrund der verringerten Aufwands bei der Abwasserreinigung auch Einsparungen ergeben. Dudey (1999) berechnet für eine Beispielsgemeinde mit einem Fremdwasseranteil von 55 % und einer Abwassergebühr von 5,16 DM/m³, dass etwa 17 % der Gesamtkosten der Abwasserentsorgung durch Fremdwasser verursacht werden. Pro m³ reduzierter Fremdwassermenge würden sich damit Einsparungen von etwa 0,7 DM ergeben. Bei den Berechnungen für günstige Randbedingungen werden deshalb Einsparungen in dieser Höhe berücksichtigt. Damit ergeben sich die in Tabelle 3.3-1 aufgeführten Annuitäten und Kosten-Wirksamkeiten.

Tabelle 3.3-1: Spezifische Kostendaten und Kosten-Wirksamkeit bzgl. der Verringerung von P- und Cu-Emissionen für Kanalsanierungsmaßnahmen zur Reduzierung der Fremdwassermenge in Mischsystemen

	Günstige Bedingungen	**Mittlere Verhältnisse**	**ungünstige Bedingungen**
Spezifische Sanierungskosten DM/(l/s)	30.000	60.000	200.000
Nutzungsdauer	25	25	25
Betriebskosten DM/(l/s · a)	- 700	0	0
Annuität DM/(l/s · a)	980	3446	11486
Wirkung Mischsystem g/(l/s)	P: 1872 Cu: 133	P: 807 Cu: 57	P: 234 Cu: 17
Kosten-Wirksamkeit DM/g	P: 0,5 Cu: 7	P: 4,3 Cu: 60	P: 49,1 Cu: 693

Tabelle 3.3-2: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse für die Maßnahme "Kanalsanierungsmaßnahmen zur Reduzierung der Fremdwassermenge in Mischsystemen" in [DM/g]

	N	**P**	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
günstige Verhältnisse	0,1	0,5	325	33	7,4	26	15	1,1
mittlere Verhältnisse	1,0	4,3	2642	271	60,2	214	119	9,2
ungünstige Verhältnisse	11,8	49,1	30385	3113	693	2464	1366	105

3.4 Aggregation der Einzelergebnisse für die einbezogenen Schwermetalle

Für die behandelten Maßnahmen wurden die Kosten-Wirksamkeiten für die verschiedenen Schwermetalle Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn einzeln berechnet. Zur besseren Übersichtlichkeit und einer zusammenfassenden Bewertung der Ergebnisse ist es sinnvoll, für die berücksichtigten Schwermetalle eine aggregierte Kosten-Wirksamkeit zu berechnen. Ziel einer solchen Berechnung ist es, die für die

unterschiedlichen Schwermetalle berechneten Emissionsminderungen der einzelnen Maßnahmen miteinander vergleichbar zu machen. Dazu wurde ein Bewertungsansatz erarbeitet, in dem zum einen die bestehenden Zielvorgaben für die Schwermetalle als Maß für deren Gefährlichkeit, zum anderen die aktuelle Emissionssituation in Deutschland und damit der derzeitige Umweltzustand berücksichtigt werden. In Verbindung mit dem spezifischen Beitrag der einzelnen Maßnahmen können damit die Maßnahmen vergleichend bewertet werden. Dieser Ansatz entspricht damit in etwa dem Ansatz des Umweltbundesamtes zur Bewertung in Ökobilanzen mit den 3 Teilschritten "Ökologische Gefährdung", "Distance-to-Target" und "Spezifischer Beitrag" (Schmitz/Paulini, 1999).

Allgemeine Zielsetzung für Oberflächengewässer ist hier entsprechend der chemischen Gewässergüteklassifikation die Einhaltung der Güteklasse II (LAWA, 1998). Die unterschiedliche Höhe dieser Zielvorgaben spiegelt dabei die unterschiedliche Gefährlichkeit (Toxizität) der Stoffe wider. Die Zielvorgaben werden für die einzelnen Schwermetalle in unterschiedlichem Umfang überschritten, insgesamt konnten 1998 nur an 10 % der vorhandenen 70 Messstellen die Zielvorgaben für alle Schwermetalle eingehalten werden (ggf. s. Abbildung zur Güteklassifikation für Schwermetalle, Stand 1998). Ursache für die Überschreitungen der Zielvorgaben sind die Einleitungen aus punktförmigen und diffusen Emissionsquellen. Im Rahmen des Projektes "Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland" (Böhm et al., 2000) wurde die aktuelle Emissionssituation, d.h. die Einträge für die verschiedenen Emissionspfade quantifiziert. Dabei wurden sowohl die punktförmigen Emissionen industrieller Direkteinleiter und kommunaler Kläranlagen als auch die diffusen Emissionen aus dem Bereich Regenwasserbehandlung, Landwirtschaft (Erosion, Drainage, etc.), atmosphärische Deposition sowie die geogene Hintergrundbelastung über das Grundwasser berücksichtigt.

Die Einhaltung der Zielvorgaben wird dadurch verbessert, dass die Emissionen in die Gewässer weitgehend verringert werden, d.h. Ziel ist die weitgehende Reduktion der anthropogen bedingten Emissionen. Die notwendige Emissionsminderung kann dabei wie folgt abgeschätzt werden: Aus der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA ergibt sich ein bestimmtes Verhältnis zwischen der geogenen Hintergrundkonzentration (Güteklasse I) und der Zielvorgabe (Güteklasse II). Schwermetalle können in der Umwelt nicht abgebaut werden. Werden in erster Näherung die Sedimentations- und Remobilisierungsprozesse im Gewässer nicht berücksichtigt, wird damit die Konzentration im Gewässer direkt über die eingetragene Fracht bestimmt. Über das Verhältnis geogene Hintergrundkonzentration zur Zielvorgaben-Konzentration sowie der Fracht der geogenen Hintergrundbelastung kann deshalb die Emissionsfracht abgeschätzt werden, die zur Einhaltung der Güteklasse II einzuhalten ist. Aus der Differenz der Gesamtemissionsfracht und der für die Einhaltung der Güteklasse II abgeschätzten Emission ergibt sich damit die notwendige Emissionsminderung (s. Abbildung 3.4-1). Über das Verhältnis der not-

wendigen Emissionsminderungen für die einzelnen Schwermetalle können die stoffspezifischen Kosten-Wirksamkeiten miteinander verglichen werden. Bezugsgröße für die berechneten Schwermetall-Äquivalenzfaktoren ist Cadmium (Faktor = 1). Die verwendeten Daten sowie die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tabelle 3.4-1 und Tabelle 3.4-2 aufgelistet.

Abbildung 3.4-1: Schema zur Ableitung der notwendigen Emissionsminderung am Beispiel Cadmium

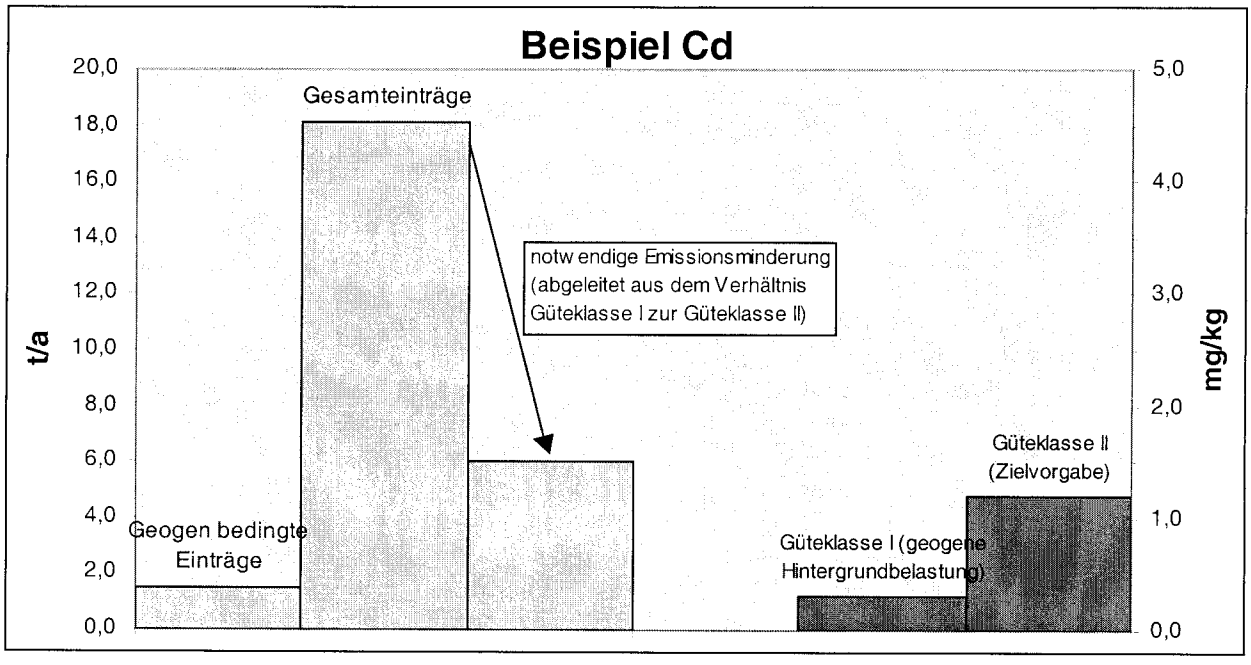


Tabelle 3.4-1: Güteklassifikation in [mg/kg Schwebstoff] (LAWA, 1998), Emissionsinventarergebnisse (Böhm et al., 2000) und daraus abgeleiteter Cadmium-Äquivalenzfaktor

			Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Güteklassifikation	Güteklasse I	mg/kg	0,3	80	20	30	25	100
	Güteklasse II (Zielvorgabe)	mg/kg	1,2	100	60	50	100	200
Emissionsinventar	Geogen bedingte Einträge	t/a	1,5	128	85	94	71	299
	Gesamteinträge	t/a	18,1	418	751	387	495	4.192
notwendige Emissionsminderung		t/a	12	257	495	230	211	3594
Cadmium-Äquivalenzfaktor		-	**1,0**	**0,046**	**0,024**	**0,052**	**0,057**	**0,003**

Die entwickelte Methodik, die hier auf die Gesamtsituation in Deutschland angewendet wurde, ist grundsätzlich auch auf einzelne Flussgebiete zu übertragen. Notwendig dafür sind dann jeweils Daten zur Emissionssituation in diesem Gebiet, d.h. zu den Gesamtemissionen und zu den geogen bedingten Einträgen für die jeweiligen Schadstoffe.

Tabelle 3.4-2: Ergebnisse der weitergehenden Wirksamkeitsberechnungen für die Verringerung der Schwermetallemissionen in [DM/g Cd-Äquivalente]

		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	∅[13]
Membran-biologie	günstig	714,3	1118,0	945,5	603,2	1145,0	1198,9	954
	ungünstig	2500,0	3913,1	3309,4	2111,1	4007,3	4196,0	3.339
Membran, nachgeschaltet	günstig	1428,6	2236,1	1891,1	1206,4	2289,9	2397,7	1.908
	ungünstig	8333,3	13043,8	11031,2	7037,1	13357,8	13986,6	11.132
Regenüberlaufbecken	günstig	751,3	1605,8	540,9	1522,8	380,0	675,6	913
	mittel	2221,3	4861,2	1576,1	4689,8	1123,0	1933,7	2.734
	ungünstig	7175,3	17076,8	4855,2	17623,4	3621,1	5639,4	9.332
Regenklärbecken	günstig	231,5	681,7	248,2	1082,0	201,0	297,1	457
	mittel	512,7	1576,5	856,6	2611,9	440,3	876,2	1.146
	ungünstig	897,7	2936,6	6331,7	5212,7	759,4	2806,6	3.157
Bodenfilter Mischsystem	günstig	1027,6	1198,3	694,0	862,4	736,3	568,9	848
	mittel	3418,9	4021,7	2332,7	2894,1	2494,9	1892,9	2.843
	ungünstig	8239,3	9888,4	5757,6	7116,1	6277,6	4562,1	6.974
Bodenfilter Trennsystem	günstig	573,0	723,5	425,4	520,6	469,9	315,1	505
	mittel	2535,3	2961,6	1809,2	1916,1	2032,3	1303,8	2.093
	ungünstig	6674,5	6524,5	4325,0	3507,3	5052,8	2936,3	4.837
Entsiegelung Mischsystem	günstig	248,6	476,6	220,8	321,5	188,6	261,7	286
	mittel	5624,3	10435,0	5086,6	6670,6	4573,7	6033,5	6.404
	ungünstig	19181,2	33595,6	17955,1	19747,3	17981,4	21330,4	21.632
Entsiegelung Trennsystem	günstig	195,3	420,3	181,2	298,4	156,5	192,8	241
	mittel	5107,5	10241,2	4572,5	6595,5	4009,4	4744,5	5.878
	ungünstig	24416,6	40683,9	19777,0	21578,5	18063,8	19286,0	23.968
Versickerung Mischsystem	günstig	-1647,9	-3159,4	-1463,4	-2130,8	-1249,9	-1734,4	-1.898
	mittel	2189,6	4062,4	1980,3	2596,9	1780,6	2348,9	2.493
	ungünstig	11356,5	19890,8	10630,6	11691,7	10646,2	12629,0	12.807
Versickerung Trennsystem	günstig	-1294,5	-2786,0	-1201,4	-1978,2	-1037,5	-1278,1	-1.596
	mittel	1988,4	3987,0	1780,1	2567,7	1560,9	1847,1	2.289
	ungünstig	14456,2	24087,5	11709,3	12775,9	10695,0	11418,6	14.190
Verringerung Fremdwasser	günstig	324,9	716,4	306,5	506,2	257,6	338,3	408
	mittel	2642,2	5825,3	2492,2	4115,7	2095,0	2750,8	3.320
	ungünstig	30385,1	66990,6	28659,9	47330,0	24092,0	31634,1	38.182

[13] Durchschnittswert der für die 6 Schwermetalle berechneten Einzelwerte

3.5 Überblick über die Maßnahmen im Bereich Siedlungsentwässerung

In die Untersuchungen zum Bereich der Siedlungsentwässerung wurden Maßnahmen in den Teilbereichen kommunale Kläranlagen, Regenwasserbewirtschaftung und Fremdwasserreduzierung durch Kanalnetzsanierung einbezogen. Bei der Auswahl der einbezogenen Wirkungen waren folgende Kriterien zu berücksichtigen:

- Relevanz für den Gewässerschutz in Deutschland,
- überregionale Bedeutung,
- ausreichende Datenbasis für eine zumindest grobe Quantifizierung und
- Vergleichbarkeit der Maßnahmen.

In Tabelle 3.5-1 sind den verschiedenen Maßnahmen die einbezogenen quantifizierten Wirkungen sowie die nicht einbezogenen Wirkungen zugeordnet, in Tabelle 3.5-2 die günstigen Randbedingungen der analysierten Maßnahmen zusammengefasst.

Tabelle 3.5-1: Überblick über die einbezogenen und die sonstigen Wirkungen der Maßnahmen im Bereich Siedlungswasserwirtschaft

Teilbereich	Maßnahme	quantifizierte Wirkungen	nicht quantifizierte Wirkungen[14]
kommunale Kläranlage	• P-Elimination in kleinen Kläranlagen (GK 2 + 3) • weitergehende P-Elimination in großen Kläranlagen (GK 5) • Abwasserdesinfektion über UV-Behandlung oder Membranverfahren	• Verringerung der P-Emissionen • Verringerung der P-Emissionen • Abwasserdesinfektion; bei Membranverfahren: Verringerung der P- und der Schwermetallemissionen	• Verringerung der Emissionen partikulärer Stoffe • bei Membranverfahren: Verringerung der Emissionen partikulärer und organischer persistenter (z.B. endokriner) Stoffe
Regenwasserbewirtschaftung/ -behandlung	• Flächenabkopplung durch Entsiegelung oder Versickerung • verbesserte Misch-/ Regenwasserbehandlung	• Verringerung der Nährstoff- und Schwermetallemissionen	• Verbesserung der Grundwasserneubildung, Verringerung der hydraulischen und hygienischen Belastung sowie der Belastung des Gewässers mit partikulären Feststoffen und organischen Spurenschadstoffen
Kanalnetz	• Reduzierung der Fremdwassermenge durch Kanalnetzsanierung	• Verringerung der Nährstoff- und Schwermetallemissionen	• Verringerung der hygienischen Belastung sowie der Belastung des Gewässers mit partikulären Feststoffen und organischen Spurenschadstoffen

14 Indirekte Wirkungen wie z. B. verbesserter Kläranlagenbetrieb durch eine P-Fällung und damit Erhöhung der Prozessstabilität konnten ebenfalls nicht berücksichtigt werden.

Tabelle 3.5-2: Überblick über günstige Randbedingungen für die Kosten-Wirksamkeit der analysierten Maßnahmen im Bereich Siedlungswasserwirtschaft

Maßnahme	günstige Bedingungen
• P-Elimination in kleinen Kläranlagen (GK 2 + 3) • weitergehende P-Elimination in großen Kläranlagen (GK 5) • Abwasserdesinfektion über UV-Behandlung oder Membranverfahren	• hohe P- bzw. Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage • Einsparpotenzial bei der Abwasserabgabe • günstige Randbedingungen für Installation und Betrieb der Anlagen (Platzbedarf, Chemikalienkosten, etc.)
• Flächenabkopplung von bestehenden Siedlungsflächen durch Entsiegelung oder Versickerung	• hohes Stoffabtragspotenzial der abzukoppelnden Fläche • Kanalnetz mit geringer Misch-/Regenwasserbehandlungskapazität • bei Mischsystem: schlechte Reinigungsleistung der Kläranlage • versickerungsgeeigneter Untergrund und Topographie – Einsatz einfacher Versickerungsverfahren (Muldenversickerung) • gute Flächenverfügbarkeit, niedrige Bodenpreise • geringe Niederschlagsmenge • Einsparpotenzial im Zusammenhang mit Erweiterungs-/Sanierungsbedarf der Kanalisation
• verbesserte Misch-/ Regenwasserbehandlung: Bau von Regenüberlaufbecken (RÜB), Regenklärbecken (RKB), Bodenfilter	• Kanalnetz mit geringer Misch-/Regenwasserbehandlungskapazität • gute Reinigungsleistung der RÜB, RKB oder Bodenfilter • hohe Belastung des Regen-/Mischwassers (z.B. Innenstadtbereich, hohe Verkehrsbelastung) • bei RÜB: gute Reinigungsleistung der Kläranlage • bei Bodenfilter: hoher hydraulischer Wirkungsgrad, hohe Belastung des vorgereinigten Regen-/Mischwassers • Vermeiden von sehr kleinen Anlagengrößen aufgrund der hohen spezifischen Kosten • einfache Randbedingungen für Bau der Behandlungsanlage (offene Bauweise, innerhalb von Grünflächen, keine Grundwasserhaltung, etc.) • bei Bodenfilter: Anerkennung als Ausgleichsmaßnahme, Becken in Erdbauweise, Einsparungen in der Vorbehandlungsstufe
• Reduzierung der Fremdwassermenge durch Kanalnetzsanierung	• gute Reinigungsleistung der Kläranlage • Kanalnetz mit geringer Mischwasserbehandlungskapazität • geringer Aufwand zur Reduktion der Fremdwassermenge (kostengünstige Kanalsanierungsmaßnahmen ohne Bau eines gesonderten Fremdwasserkanals)

Anhand der günstigen bzw. ungünstigen Randbedingungen für die verschiedenen Maßnahmen können für typische Anwendungsfälle in der Siedlungswasserwirtschaft Hinweise zur Priorisierung abgeleitet werden. Tabelle 3.5-3 definiert unterschiedliche Anwendungsfälle. Die Konsequenzen der für diese Fälle anzusetzenden Randbedingungen für eine mögliche Anwendung der untersuchten siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen sind in Tabelle 3.5-4 beschrieben[15].

Tabelle 3.5-3: Beschreibung typischer Anwendungsfälle für den Einsatz der untersuchten siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen

	urban verdichtet	**urban locker**	**ländlich offen**
Einwohnerdichte	sehr hoch	mittel	gering
Belastung des Regen-/Mischwassers	hoch	mittel	gering
Versiegelungsgrad	sehr hoch	mittel	gering
Flächenverfügbarkeit	gering	mittel	hoch
Anteil Fremdwasser	hoch	hoch	mittel
Zustand der Kanalisation	schlecht	schlecht	gut
Ausbaugrad Regenwasserbehandlung	gering	gering	gering
Ausbaugrad Kläranlage	gut	gut	mittel

Die berechneten Kosten-Wirksamkeiten für die unterschiedlichen Maßnahmen im Bereich der kommunalen Siedlungsentwässerung sind in Tabelle 3.5-5 und in den Abbildungen 3.5-1 und 3.5-2 für die Verringerung der Phosphor-, Stickstoff- und Schwermetall-Emissionen dargestellt. Die wichtigsten Ergebnisse sind:

- Ganz entscheidend für die Priorität der Maßnahmen ist die Frage der bestehenden Randbedingungen. Die Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen mit geringer Priorität unter günstigen Randbedingungen ist i.a. besser als die Kosten-Wirksamkeit der besten Maßnahmen unter mittleren Randbedingungen.
- Eine besondere Rolle spielen die Maßnahmen zur Versickerung im Misch- oder Trennsystem: unter günstigen Bedingungen besitzen diese Maßnahmen die vergleichsweise beste Kosten-Wirksamkeit, da hier Einsparungen erzielt werden. Eine verstärkte Versickerung bedeutet jedoch immer eine erhebliche Veränderung der lokalen Wasserströme, die bei entsprechenden Planungen zu berücksichtigen sind (z. B. Anstieg des Grundwasserstandes, ggf. Anstieg der Fremdwassermenge). Unter ungünstigen Bedingungen sind deshalb Emissionsverringerungen auch mit sehr hohen Kosten verbunden. Ähnlich große Bandbreiten liegen auch bei den Maßnahmen Entsiegelung und Reduzierung der Fremdwassermenge vor.

---

15 Für die Anregung zur Festlegung der Anwendungsbeispiele und die Mitwirkung bei deren Beschreibung sei an dieser Stelle besonders Herrn Sperling, Emschergenossenschaft gedankt

- In den großen Bandbreiten bei einzelnen Maßnahmen spiegelt sich neben dem tatsächlich starken Einfluss der Randbedingungen teilweise auch die Unsicherheit bzgl. der Wirkung der Maßnahmen wider. Zur besseren Eingrenzung wären hier detaillierte Untersuchungen notwendig (z.B. Auswirkungen der Reduzierung der Fremdwassermengen). Insbesondere bei den Abschätzungen zur Mischkanalisation ist zu berücksichtigen, dass bspw. aufgrund eines suboptimalen Kanalbetriebs (z. b. ungünstige Drosseleinstellungen) oder aufgrund erhöhter Fremdwassermengen im Ausgangszustand, höhere Wirkungen durch die Umsetzung der untersuchten Maßnahmen erreicht werden können.

Tabelle 3.5-4: Konsequenzen der Randbedingungen nach Tabelle 3.5-3 für den Einsatz der untersuchten siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen

Maßnahme	**Typischer Anwendungsfall**		
	urban verdichtet	**urban locker**	**ländlich offen**
P-Elimination in kleinen Kläranlagen	n.r.	+	+
weitergehende P-Elimination in großen Kläranlagen	+	n.r.	n.r.
Flächenabkopplung durch Entsiegelung oder Versickerung	- (geringe Flächenverfügbarkeit, hoher Grundwasserstand) *(aber: hohe Belastung, geringer Ausbaugrad der RW-Behandlung)*	(+) (geringer Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung, mittlere Flächenverfügbarkeit) *(aber: mittlere Belastung des Regen-/Mischwassers)*	+ (hohe Flächenverfügbarkeit, geringer Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung) *(aber: geringe Belastung des Regen-/Mischwassers)*
verbesserte Misch-/ Regenwasserbehandlung	+ (hohe Belastung des Regen-/Mischwassers, gute Reinigungsleistung der Kläranlage, geringer Ausbaugrad der RW-Behandlung)	(-) (mittlere Belastung des Regen-/Mischwassers) *(aber: geringer Ausbaugrad der RW-Behandlung)*	- (geringe Belastung des Regen-/Mischwassers) *(aber: geringer Ausbaugrad der RW-Behandlung)*
Reduzierung der Fremdwassermenge durch Kanalnetzsanierung	+ (schlechter Zustand der Kanalisation, hoher Fremdwasseranteil)	+ (schlechter Zustand der Kanalisation, hoher Fremdwasseranteil)	- (guter Zustand der Kanalisation, mittlerer Fremdwasseranteil)

+: günstige Randbedingungen für die Maßnahme

-: ungünstige Randbedingungen für die Maßnahme

n.r.: Maßnahme i.a. nicht relevant

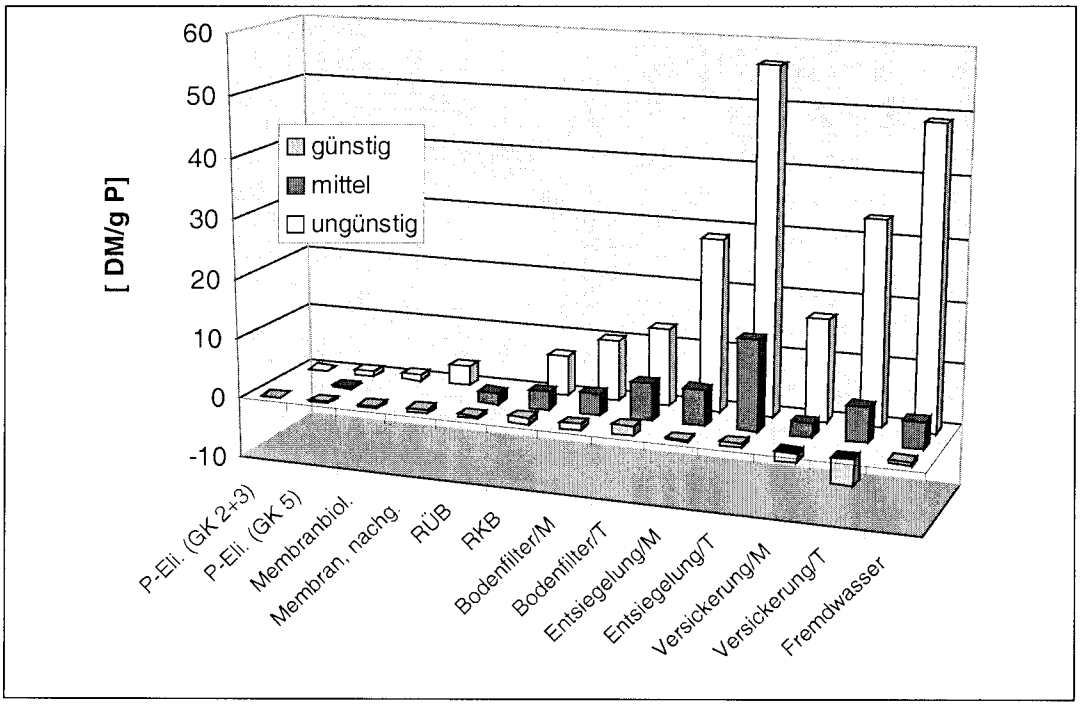
- Für Phosphor ist unter jeweils günstigen Randbedingungen die effektivste Maßnahme nach den Versickerungsmaßnahmen die P-Elimination in kleinen Kläranlagen. Deutlich schlechtere Kosten-Wirksamkeit besitzen die danach folgenden Maßnahmen P-Elimination in großen Kläranlagen und Entsiegelung.

- Für die Verringerung der Schwermetalle wurden die Ergebnisse auf die Verringerung von Cd-Äquivalenten umgerechnet (s. Kap. 3.4). Auch hier gilt, dass unter günstigen Verhältnissen die Versickerung aufgrund der erzielbaren Einsparungen die höchste Effektivität aufweist. Danach folgen die Maßnahmen zur Entsiegelung und zur Reduzierung der Fremdwassermenge.

Tabelle 3.5-5: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsberechnungen für die Verringerung der Stickstoff-, Phosphor- und Schwermetallemissionen in [DM/g]

Maßnahme	**Randbedingungen**	**N**	**P**	**Cd-Äquivalent**
P-Eli. (GK 2+3)	günstig		0,04	
	ungünstig		0,07	
P-Eli. (GK 5)	günstig		0,2	
	mittel		0,3	
	ungünstig		0,7	
Membranbiol.	günstig		0,3	954
	ungünstig		1,0	3.339
Membran, nachg.	günstig		0,7	1.908
	ungünstig		3,3	11.132
Regenüberlaufbecken	günstig	0,1	0,5	913
	mittel	0,3	1,9	2.734
	ungünstig	1,2		9.332
Regenklärbecken	günstig	0,7	1,1	457
	mittel	1,6	2,9	1.146
	ungünstig	3,0	6,8	3.157
Bodenfilter Mischsystem	günstig	0,3	1,0	848
	mittel	0,9	3,5	2.843
	ungünstig	2,7	10,1	6.974
Bodenfilter Trennsystem	günstig	0,4	1,5	505
	mittel	1,3	6,1	2.093
	ungünstig	2,2	12,8	4.837
Entsiegelung Mischsystem	günstig	0,0	0,2	286
	mittel	1,2	5,9	6.404
	ungünstig	4,9	28,4	21.632
Entsiegelung Trennsystem	günstig	0,1	0,6	241
	mittel	1,8	14,9	5.878
	ungünstig	5,6	56,5	23.968
Versickerung Mischsystem	günstig	-0,3	-1,5	-1.898
	mittel	0,4	2,3	2.493
	ungünstig	2,9	16,8	12.807
Versickerung Trennsystem	günstig	-0,6	-4,1	-1.596
	mittel	0,7	5,8	2.289
	ungünstig	3,3	33,5	14.190
Verringerung Fremdwasser	günstig	0,1	0,5	408
	mittel	1,0	4,3	3.320
	ungünstig	11,8	49,1	38.182

Abbildung 3.5-1: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsberechnungen für die Verringerung der Phosphor-Emissionen unter (a) unterschiedlichen und (b) nur unter jeweils günstigen Randbedingungen (M: Mischsystem; T: Trennsystem)



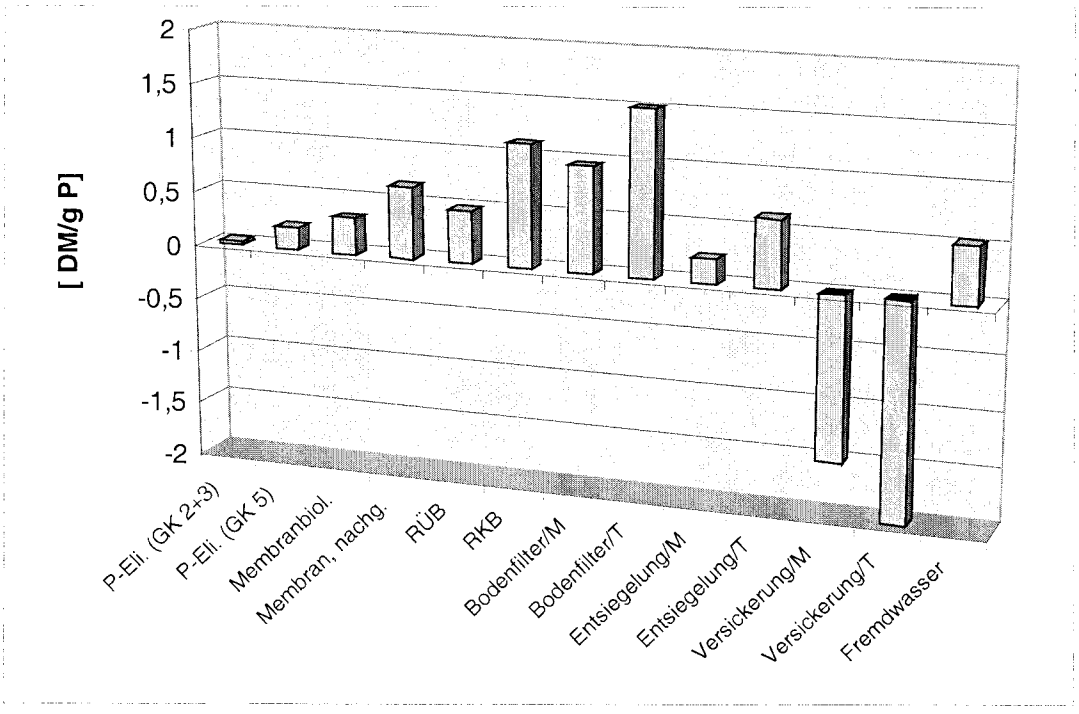
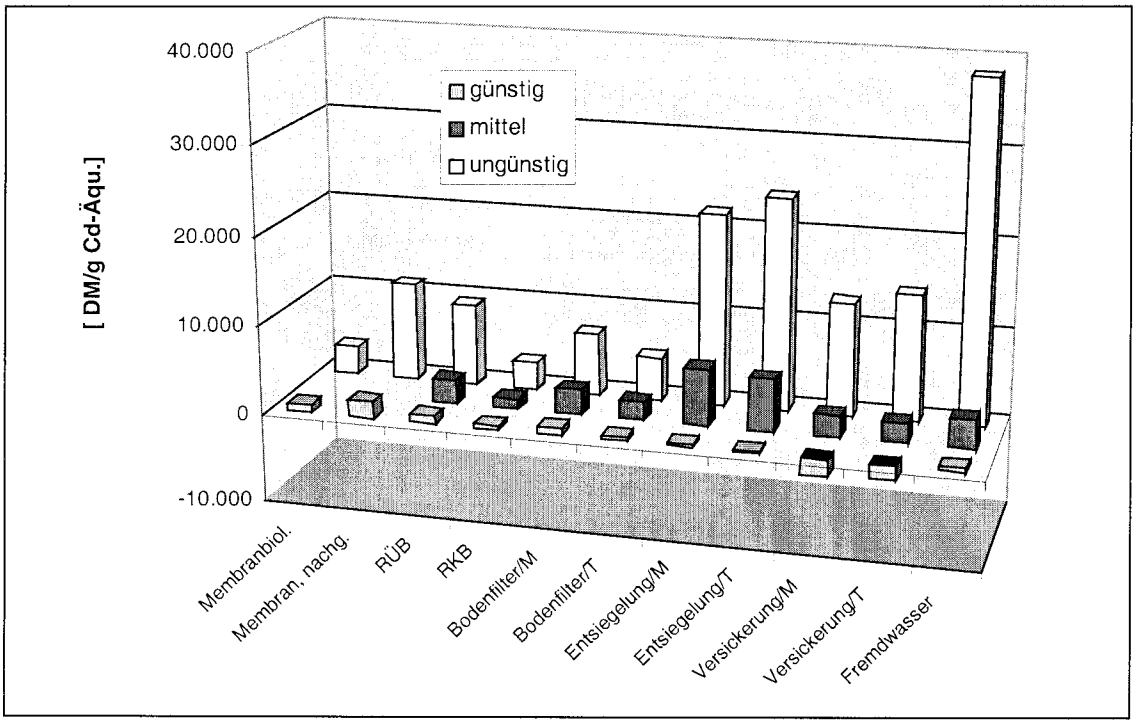
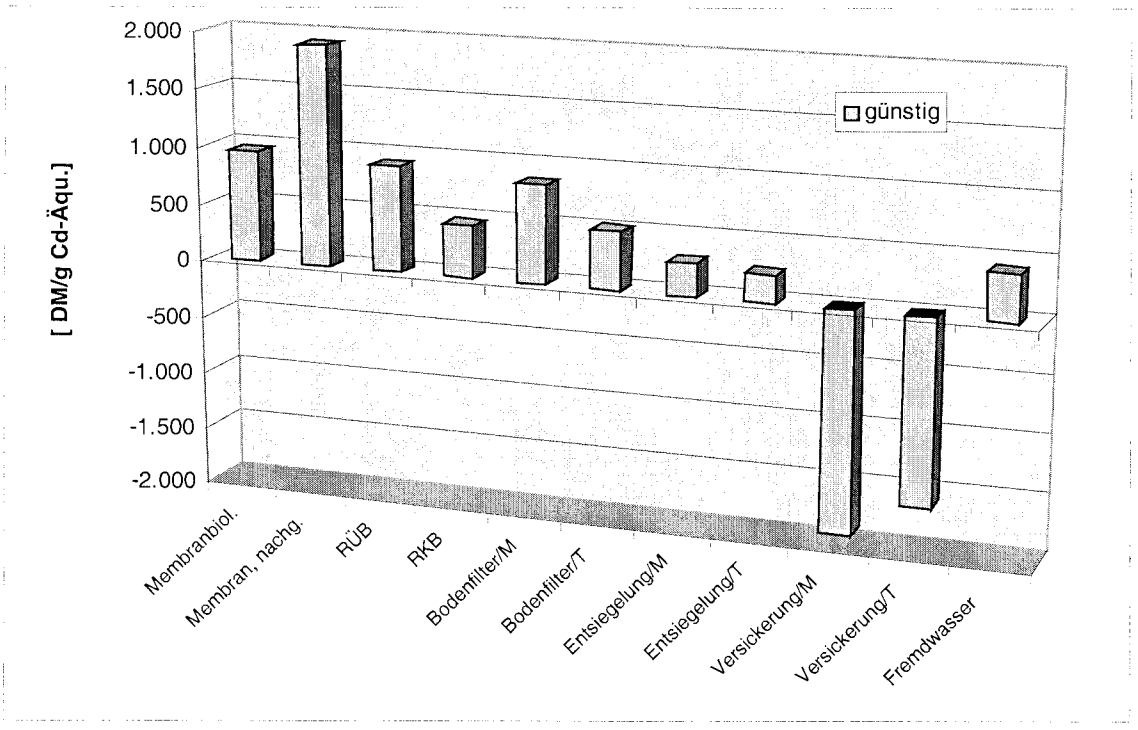


Abbildung 3.5-2: Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsberechnungen für die Verringerung der Schwermetall-Emissionen unter (a) unterschiedlichen und (b) nur unter jeweils günstigen Randbedingungen (M: Mischsystem; T: Trennsystem) in [DM/g Cd-Äquivalente]





4 Kosten-Wirksamkeitsabschätzungen für Maßnahmen zur Minderung von Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft

4.1 Hintergrund und Vorgehensweise

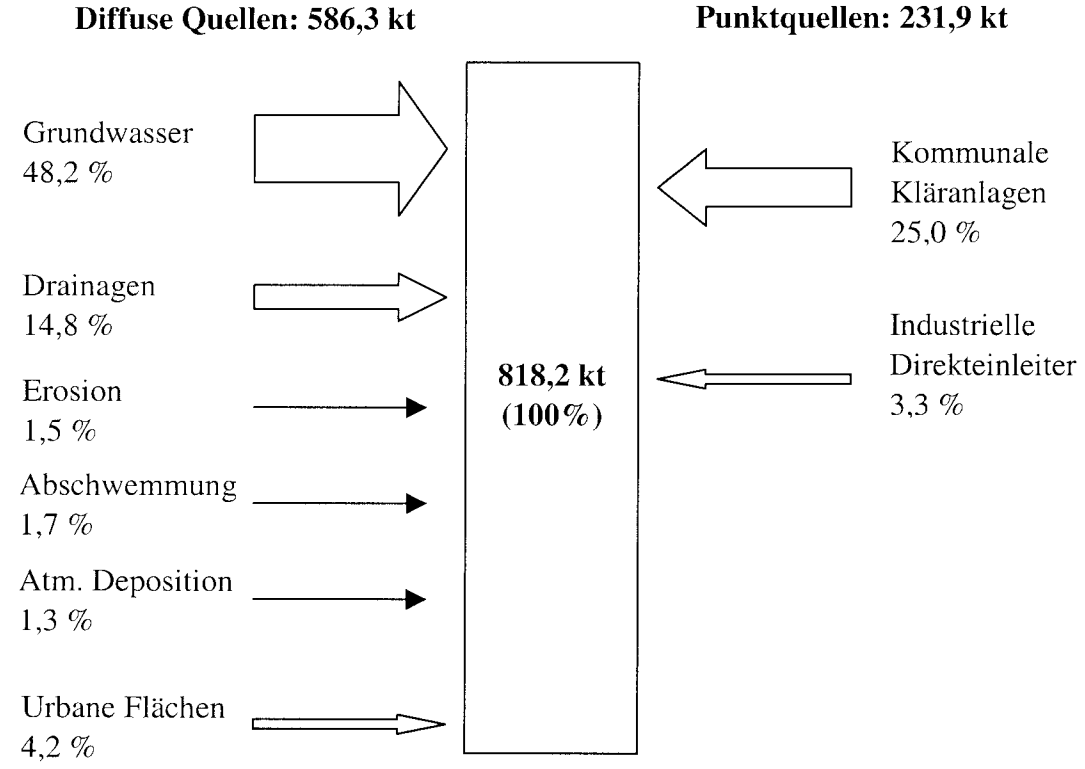
Nach den Erfolgen bei der Reduktion der Einträge aus Punktquellen überwiegen heute bei den Nährstoffeinträgen die diffusen Eintragsquellen. Wichtigster Verursacher ist hierbei die Landwirtschaft (vgl. Abschnitt 4.1.1 und 4.1.2). Daher wird in diesem Kapitel die Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoff- und Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft untersucht.

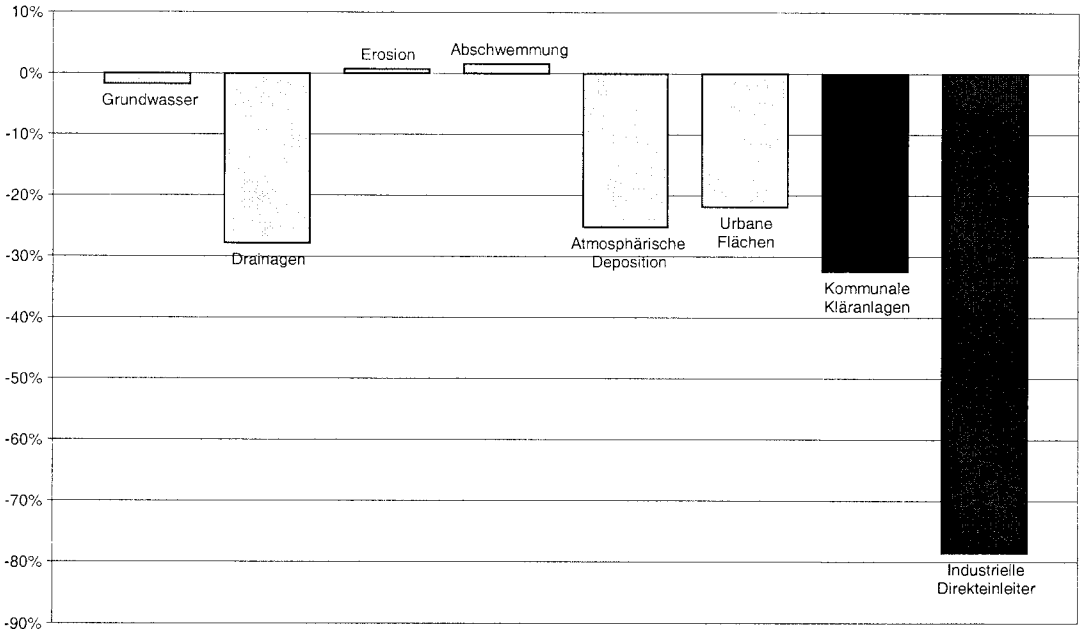
4.1.1 Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft und Randbedingungen für deren Minderung

Nach den Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoffeinträge aus der Siedlungswasserwirtschaft und den industriellen Punktquellen fokussiert sich die Diskussion der zukünftigen Reduktion sehr stark auf die diffusen Eintragsquellen. Besonders deutlich wird dies, wenn man sich die Verursacherbereiche und deren relative Anteile betrachtet (vgl. Abbildung 4.1-1). Der Bereich der Landwirtschaft ist der größte Verursacher, ihm können ca. 66 % der Stickstoffeinträge in die Gewässer zugeordnet werden. Entsprechend wurden bereits im Maßnahmenplan (Böhm et al., 1999) zahlreiche Maßnahmen zur Stickstoffreduktion untersucht, die im Bereich der Landwirtschaft ansetzen. Im Folgenden wird abgeschätzt, in welchen Bandbreiten sich die Kosten-Wirksamkeitsrelationen dieser Maßnahmen bewegen. Von der Vielzahl der denkbaren Maßnahmen wurde hierbei bereits im Maßnahmenplan eine Vorauswahl getroffen, die sich nach folgenden Kriterien richtete:

- Die untersuchten Maßnahmen sollten sich möglichst durch die zum Einsatz kommenden Politikinstrumente unterscheiden (die Maßnahmen beziehen sich also nicht auf Einzeltechnologien).
- Bei der Auswahl der Maßnahmen spielten Aspekte wie eine Anknüpfung an bestehende Verwaltungsabläufe und möglichst einfache Implementierung eine Rolle (z. B. Erhebung einer Abgabe auf Mineraldünger, nicht aber auf Stickstoffüberschüsse im Boden).
- Einbettung in bestehendes Regelwerk, auch außerhalb des Landwirtschaftsbereichs (z. B. keine Besteuerung von Futtermittelimporten wegen Konformität mit wettbewerbsrechtlichen Regelungen).
- Neben übergreifenden, die ganze Landwirtschaft betreffenden Maßnahmen werden auch für einzelne besonders wichtige Teilbereiche Maßnahmen formuliert.

Abbildung 4.1-1: Stickstoffeinträge in Deutschland nach Eintragspfaden für den Zeitraum 1993 – 1997, sowie deren Veränderung zum Zeitraum 1983 - 1987 (Böhm et al., 2000; Nitratbericht, 2000)





Insgesamt werden im Folgenden daher eine problemspezifische Intensivierung der Beratung, eine flächenweite Verschärfung der Düngeverordnung, weitergehende Bewirtschaftungsauflagen für besonders schützenswerte Flächen, eine Abgabe auf Stickstoffmineraldünger, Auflagen zur Erhöhung der Flächenbindung in der Viehwirtschaft sowie eine verstärkte Förderung zur Umstellung auf die ökologische Landwirtschaft untersucht.

Zu den meisten der untersuchten Maßnahmen konnten bereits im Maßnahmenplan quantitative Angaben zur Reduktion der Einträge und zu den Kosten gemacht werden. Aufgabe der Abschätzung von Kosten-Wirksamkeitsbeziehungen in diesem Vorhaben ist es, an diese Angaben anzuknüpfen, sie – soweit vorhanden – um aktuellere Abschätzungen zu ergänzen und daraus Kosten-Wirksamkeitsrelationen abzuleiten. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass es gerade im Landwirtschaftsbereich zahlreiche Studien und Einzeluntersuchungen gibt, die ein breites Spektrum an Angaben zu Kosten bzw. Wirkungen geben. Diese Vielfalt unterschiedlicher, z.T. widersprüchlicher Angaben beruht einerseits auf unterschiedlichen Abgrenzungen und Annahmen, andererseits auf abweichenden Rahmenbedingungen aufgrund regionaler bzw. lokaler Verhältnisse oder wegen betriebstypenspezifischer Abweichungen (vgl. unten). Das Erkenntnisinteresse dieses Vorhabens liegt darin, eine einigermaßen plausible, durchschnittliche Größenordnung der Kosten-Wirksamkeit verschiedener Maßnahmen für den Bezugsraum Deutschland abzuleiten, nicht darin, unterschiedliche Angaben zu vergleichen und aufeinander abzustimmen. Hierzu wäre eine gesonderte, umfangreiche Studie erforderlich. Bei der Auswertung der Literatur für diese Studie können sich somit Abweichungen zu Studienergebnissen ergeben, die auf einer eher kleinräumigeren Untersuchungsebene mit spezifischen Rahmenbedingungen Angaben zu Kosten bzw. der Wirksamkeit von Maßnahmen machen.

Weitere Unterschiede in den Ergebnissen können sich aufgrund eines unterschiedlichen methodischen Vorgehens ergeben, mit dem in der Literatur Aussagen zu den Kosten erarbeitet werden:

- Erstens können die Kostenschätzungen auf bottom-up-Untersuchungen beruhen, die die in der Literatur vorzufindenden Angaben zu einzelnen Kostenbestandteilen (z. B. Ertragsrückgang, Investitionskosten etc.) nebeneinanderstellen. Dieser Ansatz bietet den Vorteil, flexibel auf unterschiedliche Ausgestaltungen der Maßnahmen eingehen zu können, weist aber den Nachteil auf, unter Umständen nicht alle Kostenbestandteile zu erfassen bzw. komplexe Rückkopplungsmechanismen zu vernachlässigen.
- In einzelnen Untersuchungen werden sektorspezifische Modelle angewendet, die die Landwirtschaft insgesamt oder einzelne Betriebstypen umfassen, um – oftmals unter Anwendung von linearen Optimierungsalgorithmen – Anpassungen der Landwirtschaft oder einzelner Betriebstypen zu simulieren. Da die Modelle zwar schwer überschaubare Zusammenhänge erfassen können, aber nicht struk-

turgleich mit der Realität sind (so werden auch die den Optimierungsmodellen zu Grunde liegenden Handlungsrationalitäten zunehmend hinterfragt; vgl. z. B. Dieckmann et al., 1998; Beckenbach, 2000), werden sie vor allem im Hinblick auf das Aufzeigen von Tendenzen, Entwicklungen und relativen Unterschieden eingesetzt, während die absoluten Zahlenwerte weniger aussagekräftig sind (Kilian, 2000, S. 130).

- Insbesondere bei Veränderungen der Preise, wie sie z. B. durch eine Abgabe bewirkt werden, bieten ökonometrische Untersuchungen einen Ansatz, um mit Hilfe der aus Zeitreihen ableitbaren Zusammenhänge auf zukünftige Änderungen schließen zu können. Allerdings besteht hierbei jeweils die implizite Annahme der Strukturkonstanz, d.h. des Fortbestands der jeweiligen Ursache-Wirkungsbeziehungen im Zeitablauf.

Um die Ergebnisse unterschiedlicher Studien, Rahmenbedingungen und methodischer Ansätze zumindest im Ansatz zu berücksichtigen, werden bei den nachfolgenden Angaben zu Kosten und Wirkungen jeweils Bandbreiten angegeben, wobei in der Regel Extremwerte keine Berücksichtigung fanden. Die Verwendung von Bandbreiten verdeutlicht die gebotene Vorsicht bei der Verallgemeinerung der dargestellten Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeits-Relationen.

Bei der Aktualisierung der Angaben zur Wirksamkeit der Maßnahmen wurden auch die Veränderungen einbezogen, die sich in den letzten Jahren bereits realisiert haben. Beispielsweise stieg die N-Flächenbilanz der alten Bundesländer von 1970 bis Anfang der achtziger Jahre auf einen Stickstoffüberschuss von 130 – 140 kg N/ha a, stagnierte in den achtziger Jahre mit deutlichen Jahresschwankungen etwa auf diesem Niveau und sank dann bis 1994 auf ein Niveau von rund 100 kg N/ha a (Frede/Dabbert, 1998). Inzwischen wird der Stickstoffüberschuss auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (alte und neue Bundesländer) im Mittel auf deutlich unter 90 kg N/ha a geschätzt (Behrendt et al., 1999; Nitratbericht, 2000). Für die Zukunft wird erwartet, „dass die N-Bilanzüberschüsse in Deutschland insgesamt in den nächsten Jahren auf dem jetzigen Niveau verharren oder nur noch relativ geringe Rückgänge zu erwarten sein werden“ (Nitratbericht, 2000 S. 21).

Zahlreiche Studien zur Abschätzung des Minderungspotenzials beziehen sich als Referenz auf die Situation Ende der achtziger bzw. Anfang der neunziger Jahre. Um eine Überschätzung des Minderungspotenzials zu vermeiden, wurden diese Angaben soweit möglich auf die heutige Ausgangssituation übertragen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass es schwierig ist zu beurteilen, wie sich die Situation in der Landwirtschaft ohne zusätzliche Maßnahmen zur Stickstoffminderung in Zukunft weiter entwickeln dürfte. So ist bspw. im Wirtschaftsjahr 1998/99 wiederum ein spürbarer Anstieg im Verbrauch von Mineraldünger zu verzeichnen gewesen (BMELF, 1999). Als Folge davon weist der Nitratbericht (2000) als vorläufigen Wert für 1999 einen mittleren N-Überschuss von 83.5 kg N/ha a aus, nach jeweils 75.0 kg N/ha a für 1997 und 1998. In den nachfolgenden Abschätzungen wird aktu-

ell von einem durchschnittlichen Überschuss für Deutschland von 85 kg N/ha a ausgegangen.

Bei den untersuchten Maßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft resultieren die unterschiedlichen Kosten-Wirksamkeitsbeziehungen daraus, dass in den jeweiligen Maßnahmen unterschiedliche technische Ansatzpunkte miteinander verglichen werden (z. B. Regenwasserbehandlung versus Membranfiltration). Im Unterschied hierzu ist der Landwirtschaftsbereich dadurch gekennzeichnet, dass die einzelnen Maßnahmen z. T. auf ähnlich gelagerte Änderungen in der Produktionsweise der Landwirte abzielen, d.h. also eigentlich "gleiche Techniken" zum Gegenstand haben. Dennoch kann es aus verschiedenen Gründen dazu kommen, dass sich die Kosten-Wirksamkeitsbeziehungen zwischen den Maßnahmen erheblich unterscheiden. Ein wichtiges analytisches Instrumentarium zur Durchdringung dieser Kostenunterschiede ist das Grenzprinzip. Darunter versteht man den letzten zu- oder abwachsenden Betrag, also den Betrag, der die Veränderung bringt. Wenn ein Unternehmen die Umweltbelastung (U) um eine Einheit reduziert, verändern sich hierdurch die Gesamtkosten (K) des Unternehmens um einen bestimmten Betrag. Dieser Betrag sind die Grenzvermeidungskosten. Mathematisch werden sie aus dem Quotienten $\Delta K/\Delta U$ abgeleitet, indem der Quotient für sehr kleine Werte von ΔU gebildet wird ($\Delta U \rightarrow 0$). Analytisch betrachtet sind die Grenzvermeidungskosten gleich dem Steigungsmaß der Gesamtvermeidungskostenfunktion für eine bestimmte Reduktion der Umweltbelastung, grafisch darstellbar durch die Steigung der Tangente an die Gesamtkostenkurve. Vor diesem Hintergrund lassen sich Unterschiede in den Kosten der verschiedenen Maßnahmen auf folgende typische Fälle zurückführen:

- Die gesamten Kosten der Maßnahmen (K_{ges}) setzen sich aus der Summe der technikinduzierten (K_{tech}, z. B. erhöhte Investitionen oder Ertragsausfall, aber auch veränderte Vorleistungen für den Düngerbezug) und den Kosten für die Implementierung der Maßnahme (K_{Impl}) zusammen. Die Maßnahmen im Landwirtschaftsbereich sind dadurch gekennzeichnet, dass sie unterschiedliche Politikinstrumente zur Diffusion der umweltfreundlichen Techniken einsetzen können. Entsprechend können sich auch die Implementierungskosten der einzelnen Alternativen unterscheiden. Ein Beispiel hierfür sind die Kosten für zusätzliche Berater verglichen mit den Genehmigungs- und Überwachungskosten einer Auflage oder den Kosten für die Administration einer Abgabe. Selbst bei gleichen Technikkosten kann es damit zu Unterschieden in den Gesamtkosten kommen (vgl. Abbildung 4.1-2, Fall 1).
- Der Einsatz umweltfreundlicher Techniken wird durch die Maßnahmen mit unterschiedlicher Intensität forciert. Selbst wenn die Grenzvermeidungskostenfunktion für zwei Maßnahmen identisch ist, kommt es aufgrund der ansteigenden Grenzkosten mit zunehmender Intensität des Einsatzes der Technik zu höheren spezifischen Kosten pro zusätzlich verminderte Stickstoffeinheit (die zur Emissionsreduktion I2 gehörenden Grenzkosten in Fall 2 in Abbildung 4.1-2

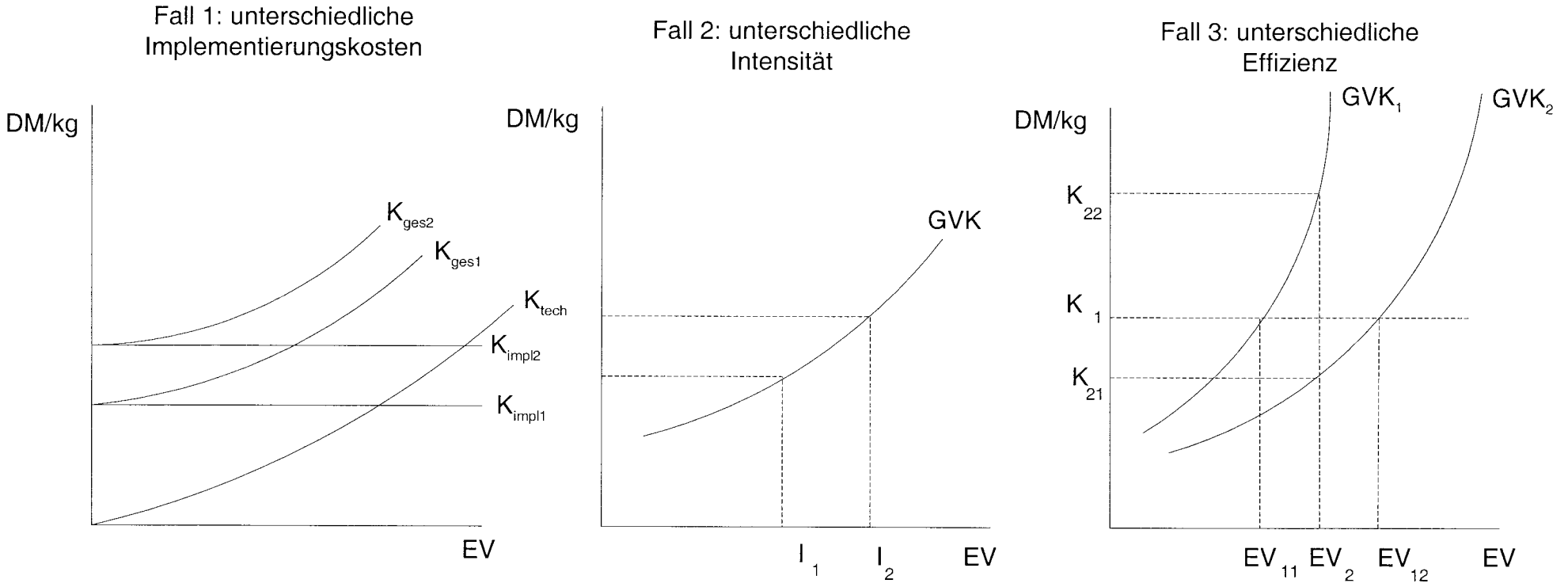
sind höher als die zu I1 gehörenden), die sich auch in höheren Durchschnittskosten pro Einheit Stickstoff niederschlagen.

- Die Maßnahmen betreffen eine Vielzahl von landwirtschaftlichen Betrieben, deren Vermeidungskosten in der Regel nicht identisch sind, sondern sich aufgrund der spezifischen Rahmenbedingungen unterscheiden. Eine kostenminimale Reduktion der Einträge ergibt sich dann, wenn die unterschiedlichen Betriebe ihren Einsatz jeweils in dem Ausmaß verringern, dass die realisierten Grenzvermeidungskosten der Betriebe gleich hoch sind (in Abbildung 4.1-2, Fall 3 entspricht dies Kosten in Höhe von K1 mit den zugehörigen Emissionsverminderungen EV_{11} und EV_{12}). Wenn hingegen eine Politikmaßnahme dazu führt, dass zwei Betriebe mit unterschiedlichen Grenzvermeidungskostenfunktionen jeweils gleich viel reduzieren müssen, bedeutet dies, dass der eine Betrieb höhere Grenzvermeidungskosten realisiert als der andere (in Abbildung 4.1-2, Fall 3 entspricht dies Kosten in Höhe von K_{21} und K_{22} mit der zugehörigen Emissionsverminderung EV_2). Verglichen mit einer Maßnahme, die zum Ausgleich der Grenzvermeidungskosten führt, werden damit bei gleicher Reduktion der Schadstoffeinträge und der gleichen betrachteten technischen Anpassungsmöglichkeit höhere Kosten induziert.

Die in den folgenden Abschnitten behandelten Maßnahmen zur Minderung insbesondere von Stickstoffeinträgen aus der Landwirtschaft haben in der Regel zusätzliche positive Umwelteffekte, die im Rahmen dieses Vorhabens jedoch nicht quantifiziert werden: Verringerung von Ammoniakemissionen in die Atmosphäre und die damit verbundene N-Deposition, Reduzierung der Nitratbelastungen des Grundwassers, sowie für einige Maßnahmen auch eine Verringerung der Belastung des Grundwassers mit Pestiziden. Die Reduzierung der Phosphoreinträge wird in Abschnitt 4.1.2 erläutert und bei den entsprechenden Maßnahmen gesondert behandelt.

Die Maßnahmen im Landwirtschaftsbereich weisen auch bei der Abschätzung der Wirkungen Spezifika auf. Maßnahmen, die an Punktquellen ansetzen, beeinflussen den Eintrag von Stoffen in die Fließgewässer direkt. Der diffuse Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Flächen dagegen wird durch die N-Auswaschungsrate bestimmt, welche maßgeblich durch die spezifischen landwirtschaftlichen Betriebs- und Bodennutzungsverhältnisse sowie die natürlichen Standortverhältnisse bestimmt wird. Mit Hilfe von Stickstoffbilanzen, die beispielsweise Mittelwerte für Deutschland verwenden, können überregionale Wirksamkeitsvergleiche angestellt werden. Dabei können je nach Betriebstyp und der gängigen landwirtschaftlichen Praxis erhebliche Unterschiede auftreten, bei den N-Überschüssen beispielsweise Spannweiten zwischen 10 und über 200 kg/ha a (vgl. hierzu die späteren Ausführungen). Der Nitratbericht (2000) weist zwischen 1960 und 1999 erhebliche Unter-

Abbildung 4.1-2: Ursache für Kostenunterschiede zwischen Maßnahmen zur Reduktion der Schadstoffeinträge



schiede bei den N-Überschüssen zwischen den neuen und alten Bundesländern aus und zeigt zudem die deutlich höheren N-Überschüsse in Ländern mit hohem Viehbestand.

Der größte Teil der N-Bilanzüberschüsse unterliegt der Auswaschung ins Grundwasser, und der überwiegende Teil der diffusen Stickstoffeinträge gelangt über den Haupteintragspfad Grundwasser in die Gewässer (vgl. Abb. 4.1-1). Für eine mit Maßnahmen aus anderen Bereichen vergleichbare Angabe von Kosten-Wirksamkeitsrelationen ist es zudem erforderlich, die Wirkung ebenfalls auf vermiedene Einträge in die Fließgewässer zu beziehen. Damit wird eine Abschätzung der Größenordnung, mit der eine Veränderung des Stickstoffüberschusses zu einer Veränderung der Stickstoffeinträge in die Fließgewässer führt, erforderlich. Hierbei sind die unterschiedlichen diffusen Eintragspfade zu berücksichtigen. In Bezug auf die Landwirtschaft dominieren die Einträge über das Grundwasser (ca. 67 %) und Drainage (ca. 20 %), Erosion (ca. 2 %) und Abschwemmung (2 %) spielen dagegen kaum eine Rolle (vgl. Abb. 4.1-1). Folgende Aspekte sind für eine grobe Abschätzung des Zusammenhangs von Stickstoffüberschuss und Eintrag in die Fließgewässer von Bedeutung:

- Für einen N-Überschuss von ungefähr 100 kg N/ha a wird in Linckh et al. (1997) eine ca. 50 %ige Auswaschungsrate ins Sickerwasser angegeben. Durch mikrobielle Prozesse in der Drain- und Grundwasserzone wird weiter die Hälfte der Stickstoffverbindungen eliminiert, so dass ins Grundwasser tatsächlich ungefähr 25 % der ursprünglichen Stickstoffüberschussmenge gelangen. Nach Isermann und Isermann (1997) gelangen ca. 1/6 des N-Bilanzüberschüsse von 138 kg N/ha a ins Grundwasser. Allerdings sind die o.g. Raten nicht ohne weiteres auf geringere N-Bilanzüberschüsse übertragbar, da sich bspw. die Denitrifikationsraten im Boden in Abhängigkeit der verfügbaren Nährstoffe verändern können. Damit hängen die Eintragsanteile auch vom Betriebstyp und der landwirtschaftlichen Praxis ab. Abschätzungen über das Reduktionspotential von Stickstoffeinträgen in die Gewässer sind daher nur unter Einschränkungen möglich. Unter der Annahme, dass die Auswaschungsrate bei einer Reduktion des N-Überschusses im möglichen Rahmen in etwa gleich bleibt, würde z. B. die Halbierung der N-Überschüsse ebenfalls zu einer 50 %igen Reduktion der Einträge von N in das Grundwasser führen. Diese Größenordnung wird auch von Isermann und Isermann (1997) in einer Abschätzung der Folgen einer Halbierung der N-Überschüsse für Baden-Württemberg genannt.
- Grobabschätzungen des Gesamteintrags von Stickstoff aus der Landwirtschaft, welche sich aus den Einträgen aus Grundwasser, Drainagen, Erosion und Abschwemmung zusammensetzen, liegen im Bereich von ca. 31,4 kg N/ha a (Werner et al., 1995) und ungefähr 23,5 kg N/ha a (Magoulas et al., 1995). Aus neueren Arbeiten zur Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands (Behrendt et al., 1999) werden die eher höheren Werte bestätigt. Unter der Annahme mittlerer Stickstoffbilanzüberschüsse von 85 kg N/ha a gelangen im Durchschnitt aller

Gebietstypen in Deutschland ca. 36 % der Stickstoffüberschüsse über diffuse Quellen in die Gewässer.

- Regional kann der Anteil des Stickstoffüberschusses, der in das Grundwasser gelangt, aufgrund der Niederschlags- und Bodenverhältnisse sowie wegen der geologischen Bedingungen wesentlich höher oder niedriger sein. Dennoch wird im Rahmen dieser Arbeit, die sich die Gesamtsicht für Deutschland zu eigen macht, mit einem Mittelwert gerechnet. Detailliertere Angaben, die im Rahmen von regionalen Betrachtungen (z. B. für ein Flussgebiet) benötigt werden, können dem Nitratatlas (1993) entnommen werden.

Insgesamt ist festzuhalten, dass für die Maßnahmen, die durchschnittliche landwirtschaftliche Flächen in Deutschland betreffen, als Faustformel mit einer Eintragsquote der Stickstoffüberschüsse in die Fließgewässer von etwa einem Drittel gerechnet werden kann. Schließlich ist anzumerken, dass, im Gegensatz zu den Maßnahmen zur Reduktion von Punktquellen, die Wirkungen der Reduktion von Stickstoffeinträgen aus der Landwirtschaft erst mit erheblichen Zeitverzögerungen in den Gewässern eintreten. Damit können die Wirkungen früherer Maßnahmen nur unzureichend nachvollzogen und künftige Erfolge nur mit Unsicherheiten abgeschätzt werden, zumal diese Zeitverzögerungen für einzelne Flussgebiete sehr unterschiedlich sind. Der Nitratbericht (2000) gibt als mittlere Fließzeiten von den Bodenoberflächen bis zum Hauptfluss folgende Schätzwerte an: Rhein 2 bis 10 Jahre, Donau 10 - 15 Jahre, Elbe 14 - 15 bzw. 18 - 25 Jahre.

4.1.2 Phospateinträge aus der Landwirtschaft und Minderungsmöglichkeiten

Wie bei den Stickstoffeinträgen überwiegen heute auch bei den Phosphateinträgen die diffusen Eintragsquellen (vgl. Abbildung 4.1-3). Die Landwirtschaft ist beim Phosphat ebenfalls der größte Verursacher, ihr können ca. 56 % der Phosphateinträge in die Gewässer zugeordnet werden (bzw. 83 % der diffusen Einträge). Die Stickstoff- und Phosphorbilanzen erfassen nicht die landwirtschaftlichen Direkteinträge (Düngung, Weidevieh) da sie unsicher abzuschätzen sind (Behrendt et al., 1999).

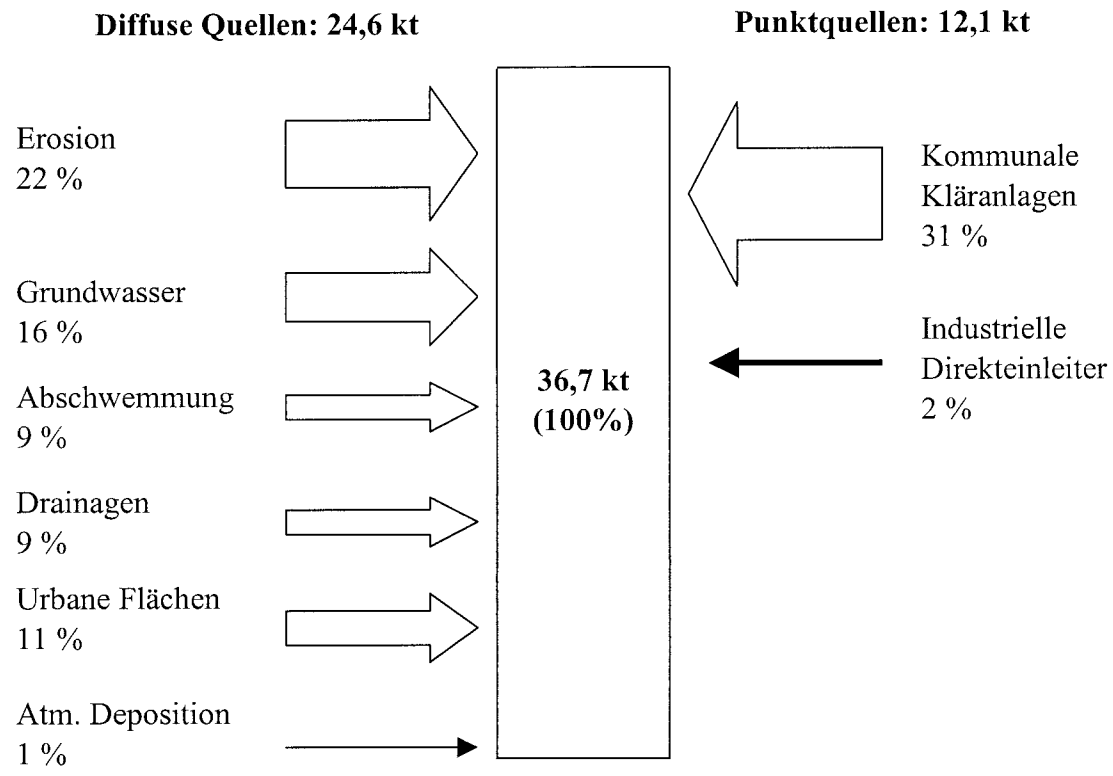
Wie die Stickstoffüberschüsse haben auch die Phosphatüberschüsse in der Landwirtschaft erheblich abgenommen. Die P-Flächenbilanz der alten Bundesländer verringerte sich von rund 30 kg P/ha a in den Jahren 1970 bis 1980, auf rund 10 kg P/ha a im Jahr 1994, die der neuen Länder vom gleichen Ausgangswert auf nahe 0 kg P/ha a. Inzwischen wird der Bilanzüberschuss auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (alte und neue Bundesländer) auf durchschnittlich 6 bis 7 kg P/ha a geschätzt (Behrendt et al., 1999; Bach et al., 1997). Die Bandbreite reicht von –4 bis über 20 kg/ha a, d. h. teilweise wird bereits weniger Phosphat den landwirtschaft-

lichen Flächen zugeführt als aus ihnen ausgetragen wird. Je nach Art der überwiegenden landwirtschaftlichen Nutzung sind die Bilanzüberschüsse regional sehr unterschiedlich (vgl. Behrendt et al., 1999, Karte 3.2).

Im Gegensatz zu Stickstoff wird Phosphor überwiegend in den obersten Bodenschichten akkumuliert und erst ab Erreichen der Sättigungsgrenze in spürbarem Umfang ausgewaschen. Durch die über viele Jahre anhaltenden Bilanzüberschüsse haben sich in den landwirtschaftlichen Nutzflächen erhebliche Phosphorakkumulationen ergeben, die sich in den alten Bundesländern seit 1948 im Mittel auf über 1000 kg P/ha, in den neuen Bundesländern auf über 800 kg P/ha summieren (vgl. Behrendt et al., 1999, Abb 3.6). Diese im Oberboden festgelegten Phosphormengen können vor allem durch Bodenerosion von den landwirtschaftlichen Nutzflächen in die Gewässer eingetragen werden. Wie Abbildung 4.1-3 verdeutlicht, macht für Deutschland die Erosion 22 % der P-Gesamteinträge (entsprechend 33 % der diffusen bzw. fast 40 % der Einträge aus der Landwirtschaft) und die Abschwemmung 9 % der gesamten P-Einträge (entsprechend 13 % bzw. 16 %) in die Gewässer aus. Die Erosionsneigung wird vor allem durch standortspezifische Bedingungen wie Neigung der Flächen, Erosionskraft der Niederschläge und Bodenbeschaffenheit bestimmt. Die Erosion weist zudem eine hohe zeitliche Variabilität auf (Sedimenteintrag in die Gewässer meist nur bei wenigen Starkniederschlägen).

Ausgehend von einer Berechnung der Sedimenteinträge, wurden von Behrendt et al. (1999) die Phosphateinträge durch Erosion für die einzelnen Flussgebiete der Bundesrepublik Deutschland abgeschätzt. Aufgrund deren starker Abhängigkeit von der räumlichen Ausprägung eines Gebietes sowie der anzutreffenden hydrologischen Situation, sind die P-Einträge regional sehr unterschiedlich. Besonders hohe Werte wurden für Gebiete mit hohem Ackerlandanteil in mittleren Gebirgslagen ermittelt. Für entsprechende Flussgebiete mit einem hohen Anteil erosionsgefährdeter Flächen wurden spezifische erosionsbedingte P-Einträge von mehr als 0.5 kg P/ha a errechnet (Behrendt et al., 1999). Besonders hervorzuheben sind die Flussgebiete der unteren Donau, des oberen und mittleren Main, den Oberläufen von Mulde und Saale sowie der mittleren Weser und Leine. Diese Gebiete weisen in aller Regel auch hohe P-Einträge durch Abschwemmung von unversiegelten Flächen (ohne Wälder und Feuchtgebiete) auf. Neben den natürlichen Gegebenheiten liegen weitere Einflussfaktoren auf die P-Einträge aus der Landwirtschaft in der Art der landwirtschaftlichen Nutzung und der Bodenbearbeitung, die der Landwirt zu einem erheblichen Teil beeinflussen kann. Tabelle 4.1-1 zeigt eine Auflistung von Änderungen in der Produktionsweise mit dem Ziel der Verringerung der Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft. Um diese verstärkt zur Anwendung zu bringen, kommen analog zur Minderung von Stickstoffeinträgen unterschiedliche Maßnahmen in Frage.

Abbildung 4.1-3: Phosphateinträge in Deutschland nach Eintragspfaden für den Zeitraum 1993 – 1997, sowie deren Veränderung zum Zeitraum1983 - 1987 (Böhm et al., 2000; Behrendt et al., 1999)



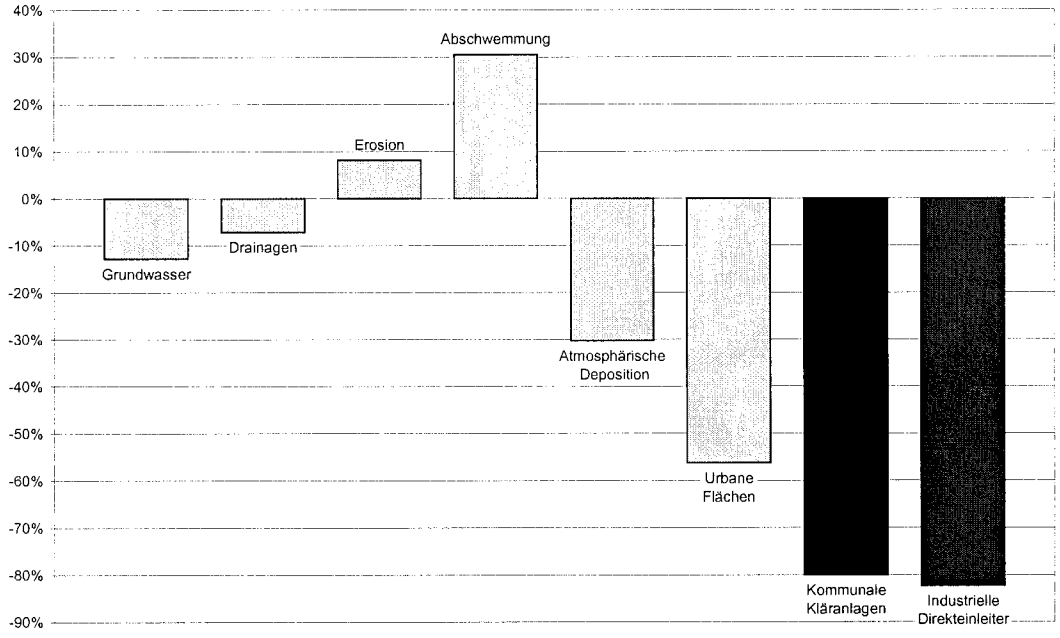


Tabelle 4.1-1: Übersicht über veränderte Produktionsweisen zur Verringerung landwirtschaftlicher Phosphateinträge in die Gewässer

Erosion	Bodenbedeckung	Fruchtfolge anpassen
		Mulchsaat, Untersaat
	Bodenstrukturpflege	Konservierende Bodenbearbeitung
Oberflächen-abfluss		Minimierung mech. Bodenbearbeitung
	Wasserrückhalt	Höhenparallele Bodenbearbeitung
		Gehölzstreifen und Uferrandstreifen
P-Konzentration	Düngung	Standort- und bedarfsgerechte Düngung
		Zeitgerechte Düngung
Flächen	Extensivierung	Ökologische Ausgleichsflächen

Als spezifische erosionsmindernde Maßnahme wurde im Maßnahmenplan (Böhm et al., 1999) der Erlass einer Erosionsschutz-Verordnung im Rahmen des Bundesbodenschutzgesetzes behandelt. Als Qualitätsstandard können darin tolerierbare Richtwerte für den zulässigen Bodenabtrag festgelegt werden. Als problematisch ist hierbei eine einheitliche Vorgehensweise zur Quantifizierung des Bodenabtrags zu sehen. Als tolerierbare Höchstwerte werden derzeit 5 – 8 t/ha diskutiert (VDLUFA, 1998; Schwertmann/Auerswald, 1987 in UBA, 1994). Um bei Überschreitung der Toleranzgrenzen der Verordnung zu genügen, müssten Landwirte in erosionsgefährdeten Gebieten geeignete Techniken bzw. Produktionsweisen einsetzen.

Alternativ zu einer Verordnung ist denkbar, dass eine abfluss- und erosionsmindernde Bewirtschaftung und damit eine Verringerung der Phosphateinträge in die Gewässer auch durch Beratungsmaßnahmen den Landwirten vermittelbar ist. Die erosionsmindernden Maßnahmen stehen eigentlich sehr im Interesse der Landwirte, da die besonders erosionsgefährdenden Lößflächen sehr fruchtbar sind und somit das "Kapital" der Landwirte darstellen. Eine weitere Möglichkeit zur Verringerung der Phosphateinträge durch Erosion bieten entsprechende Bewirtschaftungsauflagen für besonders gefährdete Flächen, mit denen eine geeignete Bodennutzung und -bearbeitung erreicht werden kann.

Abbildung 4.1-3 verdeutlicht, dass über das Grundwasser und Drainagen mit 16 % bzw. 9 % ebenfalls erhebliche Phosphatmengen in die Gewässer eingetragen werden (diese Anteile entsprechen 23 % bzw. 13 % der diffusen Einträge oder 28 % bzw. 16 % der Einträge durch die Landwirtschaft). Der ganz überwiegende Teil dieser Einträge ist räumlich stark begrenzt und betrifft vor allem gedrainte Hoch-

moorflächen in Nordwestdeutschland, d. h. die Flussgebiete der Ems, der Weser und der Aller. Für diese Flussgebiete errechneten Behrendt et al. (1999) spezifische P-Einträge durch Drainage zwischen 0.12 und 0.28 kg P/ha a. Die gedrainten Hochmoorböden liefern einen Beitrag von 2930 t P/a zum Gesamteintrag durch Drainage von 3510 t P/a in die Gewässer Deutschlands. Die Hochmoorböden dominieren auch die P-Einträge über das Grundwasser: 2700 t P/a von insgesamt 6580 t P/a über diesen Eintragspfad für Deutschland stammen aus diesen Böden.

Die Hochmoorböden sind überwiegend durch landwirtschaftliche Nutzung in Verbindung mit intensiver Tierhaltung gekennzeichnet. Sie sind i. d. R. über den Wirtschaftsdünger mit Phosphor überversorgt, wobei aufgrund der Bodensituation das Phosphat nicht im Oberboden gebunden, sondern über das hohe anstehende Grundwasser oder über Drainagen mit geringer zeitlicher Verzögerung in die Gewässer abgeleitet wird. Das bedeutet, dass eine Reduzierung der P-Bilanzüberschüsse eine quantitative und relativ kurzfristig eintretende Verringerung der Phosphateinträge in die Gewässer zur Folge haben würde. Als mögliche Maßnahme wird daher in Abschnitt 4.6 die Flächenbindung der Tierhaltung als mögliche Maßnahme zur Verringerung der P-Einträge über das Grundwasser und über Drainagen abgeschätzt.

Da es sich bei den hohen landwirtschaftlichen P-Belastungen der Gewässer um sehr ausgeprägte regionale Belastungen durch Erosion und Abschwemmung beziehungsweise über das Grundwasser und Drainagen handelt, werden – im Gegensatz zur Diskussion der Minderung der Stickstoffeinträge – bei der Abschätzung der Kosten-Wirksamkeit nicht mittlere Werte für die Bundesrepubik Deutschland verwendet, sondern nur Mittelwerte für die besonderen Gebiete mit hohen P-Einträgen: erosionsgefährdete Gebiete und Hochmoorgebiete. Damit werden in den folgenden Abschnitten – in Ergänzung zur Abschätzung der Kosten - Wirkungen der Reduzierung der Stickstoffeinträge – für die Phosphateinträge nur die Maßnahmen diskutiert, die eine besonders deutliche regionale Auswirkung haben: die Erosionsminderung und Verringerung der Abschwemmung durch verstärkte Beratung der Landwirte in diesen Gebieten oder durch Bewirtschaftungsauflagen sowie die Verringerung der P-Einträge über das Grundwasser und Drainagen durch eine Flächenbindung der Tierhaltung. Eine stärkere Umstellung auf ökologische Landwirtschaft führt sicherlich auch zu einer Verrringerung der P-Einträge in die Gewässer, die jedoch nicht regional konzentriert ist und sich zum Teil erst längerfristig einstellt. Diese Wirkungen werden daher nicht abgeschätzt.

4.2 Verstärkte Beratung der Landwirte

4.2.1 Auswirkungen auf die Reduktion von Stickstoffeinträgen

Bei den Maßnahmen zur Umsetzung der ordnungsgemäßen Landwirtschaft kommt der Verbesserung und Intensivierung der Beratung und Ausbildung eine wichtige Funktion zu. Daher sieht eine der im Maßnahmenplan untersuchten Maßnahmen den Ausbau der offiziellen und/oder der Beratung durch die Verbände (z.B. Verband der Landwirtschaftskammern) sowie die kontinuierliche Anpassung der Ausbildungsinhalte vor. Die verstärkte Beratung sollte sich vornehmlich auf Betriebe konzentrieren, die besonders zu Belastungen beitragen. Damit ist es erforderlich, die Beratung zielgruppenspezifisch zu intensivieren und insbesondere auf Landwirte auszurichten, die die Regeln der guten fachlichen Praxis nicht umsetzen (vgl. Böhm et al. 1999; Thomas, 1999).

Bei Beratungsmaßnahmen handelt es sich um ein "weiches" Instrument, das den Landwirten erheblichen Spielraum lässt, ob bzw. inwieweit sie die Empfehlungen umsetzen werden. Insofern kann davon ausgegangen werden, dass die Landwirte Maßnahmen unterlassen werden, die sie finanziell schlechter stellen. Sie werden also Ertragsminderungen bzw. Mehrinvestitionen allenfalls in dem Umfang in Kauf nehmen, in dem sie eine Einsparung an anderer Stelle (v.a. Düngerausgaben) vermeiden können. Da sich damit zugleich die realisierten Grenzvermeidungskosten der Betriebe in einem vergleichbaren Rahmen bewegen dürften, kann der Beratung a priori eine relativ hohe Effizienz zugesprochen werden.

Aufgrund des begrenzten Informationsstandes der Landwirte ist davon auszugehen, dass noch ein erhebliches Potenzial besteht, die Überdüngung abzubauen. Allerdings ist davon auszugehen, dass gegenüber der Anfang der neunziger Jahre vorzufindenden Situation eine erhebliche Anzahl von Betrieben das kostengünstige Potenzial zur Reduktion der Düngung bereits ausgeschöpft haben. Ein einzelwirtschaftlich rentables Minderungspotenzial ist daher vor allem bei den Betrieben zu erwarten, bei denen die Regeln der guten fachlichen Praxis, die von der Landwirtschaft auf freiwilliger Basis angewandt werden sollen, noch nicht eingehalten werden. Daher liegt es in der Logik der vorgeschlagenen Maßnahme, die Intensivierung der Beratung auf diese Zielgruppe auszurichten. Eine Schätzung des Anteils der Landwirte, die diese Regeln befolgen, ist nicht möglich (Nitratbericht, 2000).

Allerdings ist bei der Wirkung der Maßnahme davon auszugehen, dass auch bei einer intensivierten Beratung nicht alle Landwirte sich trotz der zielgruppenspezifischen Ausrichtung in ihren Entscheidungen hiervon beeinflussen lassen werden (Köbler, 1997). Zusätzlich entstehen Kosten durch die Finanzierung der Beratung. Da diese nicht von den Landwirten zu tragen sind, gehen sie bei der Umsetzung der Maßnahmen nicht ins betriebswirtschaftliche Kalkül der Landwirte ein, jedoch müssen sie von der Gesellschaft als Ganzes aufgebracht werden und müssen somit bei der Kostenbetrachtung berücksichtigt werden. Für eine Abschätzung der Kosten-Wirksamkeit von Beratungsmaßnahmen (vgl. Tabelle 4.2-1) sind folgende Aspekte relevant:

- Wenn die Landwirte lediglich die bisher durchgeführte Überdüngung reduzieren, ohne dass Mehrinvestitionen notwendig werden bzw. es zu Ertragseinbußen kommt, ergibt sich eine kostengünstige Reduktion der Nährstoffeinträge. Eine grobe Abschätzung kommt hier auf Reduktionsmöglichkeiten um 15 kg N/ha a, was einer Reduktion der Düngerausgaben von etwa 15 DM/ha a entsprechen würde. Auf der anderen Seite kann von zusätzlichen Kosten für Nährstoffanalysen von ca. 10 DM/ha a (KTBL, 1995) ausgegangen werden. Insgesamt realisieren diese Landwirte eine Reduktion ihrer Kosten, gleichzeitig wird der Stickstoffüberschuss vermindert. Allerdings sind zusätzlich die – nicht von den Landwirten zu tragenden – zusätzlichen Kosten für die zielgruppenspezifische Beratung zu berücksichtigen. Bei dem von Köbler (1997) skizzierten Beratungsprogramm fallen auf ganz Bayern bezogen Kosten in Höhe von knapp 2 DM/ha a an. Wenn man allerdings davon ausgeht, dass ein zusätzlicher Berater jedes Jahr 200 Betriebe beraten kann, können sich die spezifischen Beratungskosten auch gut in einer Größenordnung von 10 DM/ha a bewegen (jährliche Kosten von 120 TDM pro Berater, Durchschnittsgröße von 30 ha pro Betrieb, Betriebe werden alle 2 Jahre zielgruppenspezifisch beraten). Nun ist eine Umsetzungsrate von 100 % aber wenig plausibel, dennoch fallen auch Kosten für die Beratung der Betriebe an, die keine Maßnahmen umsetzen. Unter der Annahme, dass die Beratungsmaßnahmen von ca. 50 % der Landwirte auch erfolgreich umgesetzt werden (Köbler, 1997), ergeben sich damit Beratungskosten in Höhe von 4 bis 20 DM/ha a für die Flächen, auf denen Maßnahmen zur Reduktion umgesetzt werden. Zusammen mit den erzielbaren Kostenreduktionen der Landwirte würden sich damit insgesamt Kosten ergeben, die von jährlich –1 DM/ha bis 15 DM/ha reichen. Dies entspricht jährlichen Mehrkosten in Höhe von etwa 0 bis 1 DM je kg vermiedenen Stickstoffüberschuss.
- Eine kostenungünstigere – aus Sicht der Umweltentlastung aber wirksamere – Lösung ergibt sich, wenn die Landwirte darüber hinaus bereit sind, Investitionen zu tätigen, um eine weitergehende Reduktion der Stickstoffüberschüsse zu realisieren. Die Obergrenze dieser Bemühungen liegt plausiblerweise bei dem Wert, bei dem die eingesparten Düngerausgaben gerade die Mehrkosten für Investitionen und Nährstoffanalysen ausgleichen. Plausible Kosten für Nährstoffanalysen und die Finanzierung der Investitionen liegen im Bereich von ungefähr

20 DM/ha a (Engel/Friedrich, 1994). Mit dieser Maßnahmenintensität kann eine Reduktion des Stickstoffüberschusses um ca. 20 kg N/ha a erreicht werden, so dass sich für die Landwirte in etwa eine Kostenneutralität ergibt. Zudem sind intensivere Beratungsleistungen erforderlich. Für eine intensivere einzelbetriebliche Beratung sind nach Köbler (1997) mit um 50 % höheren Beratungskosten, d.h. mit ca. 3 DM/ha a zu rechnen. Eine alternative Rechnung unter Verwendung des gleichen Steigerungssatzes von 50 % kommt entsprechend auf 15 DM/ha a. Unter Einbezug der verminderten Ausgaben für den Düngerbezug und einer Umsetzungsquote von ca. 50 % ergeben sich im Saldo Kosten in Höhe von 0,30 bis 1,50 DM/kg N-Überschuss, was einem Wert von knapp 0,90 bis 4,50 DM/kg N bezogen auf den Eintrag in die Fließgewässer entspricht.

Tabelle 4.2-1: Kosten-Wirksamkeit von Beratungsmaßnahmen zur Reduktion der Stickstoffeinträge

Kosten-Wirksamkeit	Bandbreiten
DM/kg N-Überschuss	0 bis 1,50
DM/kg N-Eintrag	0 bis 4,50

Eine Quantifizierung des Minderungspotenzials steht vor dem Problem, dass Angaben zur Streuung des Stickstoffüberschusses innerhalb der einzelnen Betriebstypen nicht vorliegen, aus denen sich auf die Anteile von Betrieben mit hohem Reduktionspotenzial schließen ließen. Geht man davon aus, dass ein Drittel aller Betriebe noch ein einzelwirtschaftliches Potenzial in Höhe von durchschnittlich 15 kg N/ha a aufweist, und rechnet aufgrund der vorliegenden Hemmnisse eine erfolgreiche Umsetzung nur bei 50 % der beratenen landwirtschaftlichen Betriebe ein, beträgt das Minderungspotenzial knapp 45 kt N-Überschuss pro Jahr. Entsprechend der in Abschnitt 1.1 beschriebenen Faustformel entspricht dies einer Verminderung der Stickstoffeinträge in die Fließgewässer in Deutschland von etwa 15 kt pro Jahr.

4.2.2 Beratung an erosionsgefährdeten Standorten und Auswirkungen auf die Phosphateinträge

Eine verstärkte Beratung der Landwirte kann auch gezielt auf eine Verringerung der Bodenerosion an erosionsgefährdeten Standorten ausgerichtet sein, um damit einen spürbaren Beitrag zur Verminderung der P-Einträge zu erreichen. Die Beratung müsste den Landwirten die Bedeutung der in Abschnitt 4.1.2 beschriebenen Möglichkeiten der Bodennutzung und –bearbeitung für die Bodenerosion vermitteln und sie zur Veränderung ihrer Produktionsweise veranlassen. Für eine mit Maßnahmen aus anderen Bereichen vergleichbare Angabe von Kosten-Wirksamkeitsrelationen ist es erforderlich, die Wirkung ebenfalls auf vermiedene Einträge in die Fließge-

wässer zu beziehen. Hierzu wird auf Angaben in Behrendt et al. (1999) zurückgegriffen. Dort werden für Flussgebiete, die besonders erosionsgefährdet sind, spezifische diffuse P-Einträge zwischen 0.8 und 1.0 kg/ha a angegeben. In diesen Gebieten werden nach diesen Berechnungen die diffusen P-Einträge fast ausschließlich durch Erosion und Abschwemmung bestimmt. Eine gesonderte Auswertung von Behrendt (2001) für landwirtschaftliche Flächen, die durch besonders hohe Erosionseinträge von > 1 kg P/ha a gekennzeichnet sind, ergab eine Eintragsmenge für diese Ackerflächen von 2.525 t P/a nur durch Erosion. Die Obergrenze für diese Flächen, für die eine Intensivberatung der Landwirte angezeigt wäre, ergibt sich rechnerisch mit 2.5 Mio ha.

In Tabelle 4.1-1 sind die Möglichkeiten aufgelistet, auf die der Landwirt zurückgreifen kann, um Erosion und Abschwemmung von seinen Ackerbauflächen zu vermindern. Frede/Dabbert (1998) schildern einen Beispielbetrieb, in dem bei konventioneller Bodenbearbeitung mit dem Pflug ein besonders hoher Bodenabtrag von ca. 31 t/a auftrat. Dieser Betrieb konnte durch Umstellung auf die gewässerschonende Mulchsaat den Bodenabtrag auf 8 t/a, d. h. auf fast ein Viertel des Ausgangswertes verringern. Bemerkenswert ist, dass diesem Betrieb dadurch keine finanziellen Verluste entstanden. Je nach den örtlichen Bedingungen und den vorzugsweise zu ergreifenden Möglichkeiten zur Verringerung des Bodenabtrags können dem Landwirt jedoch erhebliche Mehrkosten entstehen, die unter bestimmten Bedingungen durch Prämienzahlungen ausgeglichen werden (vgl. hierzu Abschnitt 4.4.2).

Für die Abschätzung der Kosten-Wirksamkeit von Beratungsmaßnahmen wird davon ausgegangen, dass die Landwirte nur die Veränderungen in der Produktionsweise einsetzen, die sie nicht mit zusätzlichen Kosten belasten und die keine Prämienzahlungen erforderlich machen. Zudem werden keine Einsparungen bei den Düngerausgaben berücksichtigt. Damit sind auf der Kostenseite nur die Beratungskosten anzusetzen, für die mit den bereits erläuterten Annahmen für eine intensivere Beratung auf dem Hof eine Bandbreite von 10 – 20 DM/ha a anzusetzen sind. Nach einer Abschätzung von Feldwisch/Frede (1995) wird davon ausgegangen, dass mit einfachen, keine zusätzlichen Kosten verursachenden Veränderungen in der Produktion, im Mittel eine Minderung der erosions- und abschwemmungsgetragenen Emissionen um 50 % erreicht werden kann. Außerdem wird unterstellt, dass trotz der Kostenneutralität für den Landwirt und obwohl die Vermeidung von Erosion im längerfristigen Interesse des Landwirts liegt, nur die Hälfte der Betriebe durch eine gezielte Beratung erreicht werden kann. Damit kann für diese stark erosionsgefährdeten Gebiete der P-Eintrag in die Gewässer um 25 %, d. h. um 630 t P/a reduziert werden und es ergeben sich in Verbindung mit den angenommenen Beratungskosten die in Tabelle 4.2-2 ausgegebenen Bandbreiten für die Kosten-Wirksamkeit für die Reduktion von P-Einträgen in die Gewässer. Eine Reduktion um 630 t/a betrifft gut 3 % der landwirtschaftlichen Einträge bzw. 2,5 % der gesamten diffusen Einträge (vgl. Abb. 4.1-3), und dies in Flussgebieten, die durch hohe P-Einträge be-

lastet sind. Diese Gebiete in mittleren Berglagen mit einem hohen Ackerlandanteil sind zudem auch durch hohe P-Einträge durch Abschwemmung gekennzeichnet, so dass das gesamte Reduktionspotential durch die verstärkte Beratung auf größer 800 t/a geschätzt werden kann.

Tabelle 4.2-2: Kosten-Wirksamkeit von Beratungsmaßnahmen zur Reduktion der Phosphateinträge

Kosten-Wirksamkeit	Bandbreiten
DM/kg P-Eintrag	40 bis 80

4.3 Flächenweite Verschärfung der Düngeverordnung

Eine weitere im Maßnahmenplan diskutierte Maßnahme ist die Weiterentwicklung der Düngeverordnung im Hinblick auf die Begrenzung der Nährstoffüberschüsse auf durchschnittlich 50 kg N/ha a sowie die Pflicht zu schlagspezifischer Aufzeichnung der Düngerausbringung und des Düngebedarfs (Linckh et al.,1997; BMU, 1998).

Durch die Maßnahme kommt es einerseits zu Kosteneinsparungen, da der verminderte Düngereinsatz zu einer Reduktion der Kosten für die Düngerbeschaffung führt. Andererseits kann die Durchführung der Maßnahme auch unter günstigen Bedingungen in mehreren Bereichen zu Mehrkosten bzw. Ertragsausfall führen. Fasst man die Plausibilitätsüberlegungen mit Hilfe von bottom-up Abschätzungen zusammen, zeigt sich folgendes Bild:

- Ertragsrückgänge: Ob eine Begrenzung des N-Überschusses auf 50 kg/ha a zu Ertragsrückgängen führt, wird unterschiedlich beurteilt. Nach Bach et al. (1992) lassen sich 99 % des derzeitigen Maximalertrags erzielen, wenn der hohe durchschnittliche N-Saldo auf etwa 48 kg/ha a landwirtschaftlich genutzter Fläche reduziert wird.
- Um diese Vorgaben zu erreichen, müssen Investitionen getätigt und Nährstoffanalysen etc. vorgenommen werden. So führt z. B. das Führen einer Schlagkartei zu durchschnittlichen Kosten von 10 DM/ha a (LWK, 1998) und der Einsatz neuer Gülleausbringungstechniken (Schleppschlauch- bzw. Schleppschuhtechnik) zu höheren Ausbringungskosten von 2 - 3 DM/m^3 (NNA-Berichte, 1997). In Anlehnung an KTBL (1995) sowie Köbler (1997) erscheint ein Durchschnittswert von ca. 60 DM/ha a eine plausible Größenordnung für die Mehraufwendungen zu sein.

- Geht man von einer Reduktion des Mineraldüngereinsatzes um 35 kg N/ha a aus, würde dies zu Minderausgaben von rund 35 DM/ha a führen.

Fasst man die Mehraufwendungen bzw. Ertragsausfälle mit den vermiedenen Düngeraufwendungen zusammen, ergeben sich im Saldo Mehrkosten in Höhe von knapp 60 DM/ha a. Bezogen auf eine durchschnittliche Reduktion der N-Überschüsse von 35 kg/ha a entspräche dies spezifischen Kosten in Höhe von etwa 1,70 DM. Entsprechend den in Abschnitt 4.1.1 aufgeführten Überlegungen zum Zusammenhang zwischen N-Überschuss und Eintrag in die Fließgewässer entspräche dies einer Größenordnung von ca. 5,10 DM/kg N-Eintrag.

In einer ähnlichen Größenordnung liegen die Werte, die von Kilian (2000) mit einem Betriebsgruppenmodell errechnet wurden. Rechnet man den Durchschnitt der im Betriebsgruppenmodell vertretenen Betriebstypen entsprechend ihrem Flächenanteil hoch, ergeben sich durchschnittliche Kosten in Höhe von etwa 1,95 DM/kg vermiedenem N-Überschuss. Entsprechend den in Abschnitt 4.1.1 aufgeführten Überlegungen zum Zusammenhang zwischen N-Überschuss und Eintrag in die Fließgewässer entspräche dies einer Größenordnung von ca. 5,85 DM/kg N-Eintrag.

Ebenfalls mit einem Betriebsgruppenmodell analysierte Schleef (1999) die Auswirkungen einer Begrenzung der Stickstoffüberschüsse, die von jedem Betrieb eingehalten werden muss. Ausgehend von einem Referenzszenario, das Überschüsse von durchschnittlich 104 kg N pro ha a aufweist, kommt es bei einer Reduktion um 42 kg N/ha a zu einer Verminderung des durchschnittlichen Betriebseinkommens um ca. 8,5 %. Dies entspricht Kosten in Höhe von ca. 107 DM/ha a. Unter diesen Annahmen ergibt sich eine Kosten-Wirksamkeitsrelation von gut 2,50 DM/kg N-Überschuss, was in etwa 7,50 DM/kg N-Eintrag in die Fließgewässer entspricht.

Tabelle 4.3-1: Kosten-Wirksamkeit von flächendeckender Weiterentwicklung der Düngeverordnung zur Reduktion der Stickstoffeinträge

Kosten-Wirksamkeit	Bandbreiten
DM/kg N- Überschuss	1,70 bis 2,50
DM/kg N- Eintrag	5,10 bis 7,50

Insgesamt ergibt sich aus diesen Arbeiten eine Bandbreite von 1,70 – 2,50 DM/kg N-Überschuss. Bei diesen Angaben ist zu berücksichtigen, dass ein Teil der Kostenunterschiede auch auf die spezifische Form der Implementierung der Maßnahme zurückzuführen ist, die von Schleef (1999) untersucht wurde. Durch die einzelbetriebliche Quotierung müssen Betriebe mit hohen Grenzvermeidungskosten – z. B. typischerweise Veredelungsbetriebe – ähnliche Anforderungen an die Stickstoffüberschüsse wie Betriebe mit geringen Grenzvermeidungskosten erfüllen. Entspre-

chend den Ausführungen in Abschnitt 4.1.1 führt dies aber in der Summe zu höheren Gesamtkosten als wenn es zu einer Differenzierung der Minderungsanforderungen kommt, die den unterschiedlichen Grenzvermeidungskosten stärker Rechnung trägt. Dennoch ist insgesamt hervorzuheben, dass die mit diesen unterschiedlichen Ansätzen errechneten Kosten-Wirksamkeitsrelationen in einer vergleichbaren Größenordnung liegen.

Bei den durchschnittlichen Angaben zu den Kosten ist zu berücksichtigen, dass der Anpassungsbedarf für die einzelnen landwirtschaftlichen Betriebsformen unterschiedlich hoch ist. Quantitative Abschätzungen zur Verteilung der finanziellen Lasten werden einmal von Schleef (1999) angegeben, allerdings lediglich für ein Minderungsniveau von 34 kg N/ha a. Danach sinkt bei einer einzelbetrieblichen Quotierung der N-Überschussquote das Betriebseinkommen bei den Veredelungsbetrieben mit hohem Wirtschaftsdüngeranfall (sie stellen 8 % aller landwirtschaftlichen Betriebe dar und bewirtschaften ca. 5 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche) um etwa 28 %, während Marktfrucht- und Futterbaubetriebe lediglich sehr unterdurchschnittliche Einkommenseinbußen hinnehmen müssen. Aufgrund dieser überproportional hohen Einkommensverluste nähern sich die – im Referenzfall überdurchschnittlich hohen – Betriebseinkommen der Veredlungsbetriebe mit hohem Wirtschaftsdüngeranfall dem Durchschnittseinkommen aller landwirtschaftlichen Betriebe an.

Angaben zur betriebstypischen Differenzierung finden sich auch bei Kilian (2000). Hiernach sinken die Gewinne bei den Veredelungsbetrieben um 11 %, während Marktfrucht- und Futterbaubetriebe mit einer Reduktion um 1,5 bzw. 1,2 % deutlich geringere Gewinnreduktionen hinnehmen müssen. Die gegenüber Schleef deutlich geringeren Einbußen bei den Veredelungsbetrieben sind insofern plausibel, als bei Kilian die Veredelungsbetriebe zwar auch überproportional hohe Reduktionen realisieren müssen, aber kein einheitliches Niveau des Stickstoffüberschusses vorgeschrieben wird, so dass die Veredelungsbetriebe mit einem Überschuss von 54 kg N/ha a noch immer über den Futtermittelbetrieben mit 52 kg/ha a und vor allem den Marktfruchtbetrieben mit 35 kg N/ha a liegen. Allerdings liegen die Gewinne der Veredelungsbetriebe auch nach Durchführung der Maßnahme noch immer in etwa über dem doppelten Wert der für Futterbau- und Marktfruchtbetriebe im Mittel zutrifft.

Das Gesamtpotenzial der mit dieser Maßnahme erreichbaren Reduktion der Stickstoffeinträge hängt auch von den Annahmen hinsichtlich des Vollzugsdefizits ab. Unter der Annahme, dass der maximal zulässige Stickstoffüberschuss überall eingehalten wird, käme es zu einer Reduktion der Stickstoffüberschüsse auf durchschnittlich 50 kg N/ha a. Ausgehend von einem durchschnittlichen Überschuss von 85 kg/ha a entspräche dies einer Obergrenze der Reduktion der N-Überschüsse von 595 kt N/a (bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche von rund 17 Mio.

ha) bzw. einer Reduktion der N-Einträge in die Fließgewässer von knapp 200 kt N/a.

Die Realisierung dieses sehr hohen Reduktionspotentials hängt davon ab, in welchem Ausmaß ein Vollzugsdefizit vermieden werden kann. Quantitative Abschätzungen zur Antizipation des Vollzugsdefizits einer novellierten Düngeverordnung liegen nicht vor. An der derzeit bestehenden Düngeverordnung wird kritisiert, dass die im Wesentlichen zur Eigenkontrolle des Düngereinsatzes geforderte betriebliche Nährstoffbilanz nicht verhindern kann, dass innerbetriebliche "Lastflächen" entstehen. Vor allem Betriebe mit hohem Viehbesatz überdüngen häufig hofnahe Flächen erheblich mit dem anfallenden Wirtschaftsdünger. Eine schlagspezifische Aufzeichnung kann dem zwar entgegenwirken und so zum Abbau eines Vollzugsdefizits beitragen. Da aber die Kontrollmöglichkeiten sehr eingeschränkt sind, und die Wirkungen des im Nitratbericht der Bundesregierung (2000) angekündigten Aufbaus eines Kontrollsystems noch nicht abgeschätzt werden können, ist die Existenz eines mehr oder weniger großen Vollzugsdefizits nicht auszuschließen.

4.4 Weitergehende Bewirtschaftungsauflagen für besonders schützenswerte Flächen

Laut UBA (1994) entfallen ca. 30 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche auf Gebiete mit hoher Wassergefährdung. Im Maßnahmenplan wird daher die Ausweisung von ca. 30 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche als ökologisch und wasserwirtschaftlich sensible Gebiete (Kriterien: Trinkwasser-, Gewässer- bzw. Erosionsgefährdung, Nitratbelastung) diskutiert. Geht man davon aus, dass maximal ca. 1 Mio. ha der landwirtschaftlich genutzten Fläche der BRD bereits unter dem Schutzstatus eines Wasserschutzgebietes der Zone II stehen, müssten noch mindestens ca. 4 Mio. ha zusätzlich als wasserwirtschaftlich sensibel ausgewiesen werden.

Für diese Gebiete müssten über die ordnungsgemäße Landwirtschaft hinausgehende Bewirtschaftungsauflagen festgelegt werden, ähnlich wie sie für Wasserschutzgebiete oder die in Kooperationslösungen mit der Wasserwirtschaft bewirtschafteten Flächen gelten (vgl. hierzu Becker, 1996; Rohmann et al., 1999). Beispielsweise sind hier zu nennen:

- Festlegung einer Höchstgrenze für N-Überschüsse von 20 - 40 kg N/ha a (vgl. BMU, 1998)[16],
- Verbot von Grünlandumbruch,

---

16 In Marktfrucht- und Futterbaubetrieben relativ problemlos, in viehhaltenden Betrieben nur mit erheblichen Einschränkungen erreichbar (vlg. Ausführungen in Kapitel 4.3).

- Kulturspezifische N-Düngungshöchstmengen (ggf. Verbot des Anbaus von Früchten mit erhöhtem Risiko des Nitrataustrags bspw. Mais und Hackfrüchte),
- Erfordernis einer ständigen Bodenbedeckung (Zwischenfruchtanbau, extensive Grünlandbewirtschaftung),
- Beschränkung des Viehbesatzes,
- Umstellung auf ökologischen Landbau.

Die bisherige Rechtslage bietet die Möglichkeit nach dem Prinzip "Einzugsgebiet gleich Schutzgebiet" Wasserschutzgebiete auszuweisen. Damit ließen sich 1/3 des Bundesgebietes wirksam schützen, ohne weitere gesetzliche Veränderungen vorzunehmen (UBA, 1994). Abhängig von den vorgeschriebenen Bewirtschaftungsauflagen können Entschädigungszahlungen an die betroffenen Landwirte erfolgen. So begründet das Wasserhaushaltsgesetz in § 19, Abs. 4 einen Anspruch auf Ausgleichsleistungen für Landwirte, denen über die Anforderungen an eine ordnungsgemäße land- oder forstwirtschaftliche Nutzung hinausgehende Bewirtschaftungsbeschränkungen in Wasserschutzgebieten (WSG) auferlegt werden (vgl. hierzu Rohmann et al., 1999). Eine weitere Möglichkeit wäre eine dezentrale örtliche Regelung der Ausgleichszahlungen.

4.4.1 Auswirkung von Bewirtschaftungsauflagen auf die Reduktion von Stickstoffeinträgen

Eine Reduktion der N-Überschüsse auf 20 - 40 kg N/ha a führt unter der Annahme, dass die Flächen bisher einen durchschnittlichen Überschuss von 85 kg N/ha a aufweisen und bezogen auf 4 Mio. ha zu einer Reduktion der N-Überschüsse in Höhe von 180-260 kt N/a. Für die Fließgewässer ergäbe dies eine Reduktion um 60 bis 87 kt N/a (bei einer 33 %igen Eintragsrate des N-Überschusses entsprechend den Angaben in Abschnitt 4.1.1). Diese Abschätzung dürfte eine Untergrenze darstellen, da die betrachteten Flächen überdurchschnittlich gefährdet sind. Rechnet man z. B. mit einem Anteil von 40 % der Überschüsse, die in Fließgewässer eingetragen werden, ergibt sich eine Minderung von 72 – 104 kt N/a.

Bei der Abschätzung der Kosten ist zu berücksichtigen, dass es unterschiedlichste Angaben gibt, die sich auf unterschiedliche Teilflächen und unterschiedliche Ausprägungen der Bewirtschaftsauflagen beziehen. Hinweise für die Kosten lassen sich erstens aus bottom-up Abschätzungen zu Ertragsausfällen, erhöhten Kosten für Kontrolle und Beratungsbedarf einerseits und vermiedenen Kosten für Düngerbezug andererseits ableiten. Im Unterschied zu Berechnungen für Wasserschutzgebiete werden allerdings keine Kostenreduktionen für vermiedene Reinigungsleistungen der Wasserwerke angesetzt, da es sich hier um zusätzliche, nicht notwendigerweise an den Erfordernissen der Wasserversorger ausgerichtete Schutzflächen handelt.

Zweitens können Angaben aus Simulationen mit landwirtschaftlichen Sektormodellen herangezogen werden. Drittens geben die im Rahmen unterschiedlicher Wasserschutzgebietsprogramme bezahlten Ausgleichszahlungen einen guten Hinweis für tatsächlich anfallende Kosten. Folgende Angaben sind von besonderer Bedeutung:

- Linckh et al. (1997) beziffern aufgrund von Ertragsfeststellungen auf Vergleichsflächen die durch die SchALVO bedingten durchschnittlichen Ertragsrückgänge im Ackerbau auf ca. 5 - 10 %. Bei Werner et al. (1995) werden Ertragsminderungen von 3 % für den Bereich der Landwirtschaftskammer Hannover genannt. Die Kosten für Kontrolle und Beratung werden von KTBL (1995) und Köbler (1997) auf eine Größenordnung von 30 bis 60 DM/ha a. geschätzt. Unter Einbezug eines vermiedenen Düngereinsatzes von 1 DM je kg N belaufen sich die jährlichen Kosten aus diesen bottom-up Schätzungen auf eine Größenordnung zwischen ca. 100 bis 350 DM je ha landwirtschaftliche Fläche.
- Auf Basis von Simulationen mit einem landwirtschaftlichen Sektormodell kommt Weingarten (1996) für eine Strategie der Ausweitung von Wasserschutzgebieten auf Mehrkosten in der Größenordnung von 219 DM/ha a.
- Die Angaben zu den tatsächlich bezahlten Ausgleichszahlungen schwanken erheblich. Für Baden-Württemberg wird in der im Jahr 2001 novellierten SchALVO ein Pauschalbetrag für Nitratproblem- und -sanierungsgebiete in Höhe von 330 DM/ha a genannt, im Einzelfall können Sonderzahlungen hinzukommen, was aber den Einzelnachweis eines wirtschaftlichen Nachteils voraussetzt. Für Thüringen (KULAP) gibt Kilian (2000) Ausgleichszahlungen in Höhe von 260 DM/ha a an. Hierbei ist es das Ziel der entsprechenden Programme, eine Reduktion der N-Einträge gegenüber der ordnungsgemäßen Landwirtschaft von 20 bzw. 25 % zu erreichen (Kilian, 2000). Gleichzeitig ist bei den Ausgleichszahlungen zu bedenken, dass sie eventuell zu einem erhöhten Gewinn der Landwirte führen, der aus ihrer Verhandlungsposition herrührt, um sie zur Teilnahme am Programm zu bewegen.

Verdichtet man diese Ergebnisse, scheinen Kosten zwischen ca. 100 DM/ha a und 350 DM/ha a plausibel zu sein. Die unter diesen Annahmen errechneten Kosten-Wirksamkeitsrelationen sind in Tabelle 4.4-1 aufgeführt.

Tabelle 4.4-1: Kosten-Wirksamkeit von Bewirtschaftungsauflagen zur Reduzierung des N-Eintrags aus sensiblen Flächen

Kosten-Wirksamkeit	Bandbreiten
DM/kg N- Überschuss	1,80 bis 6,40
DM/kg N- Eintrag	5,40 bis 19,20

4.4.2 Bewirtschaftungsauflagen für erosionsgefährdete Standorte und Auswirkungen auf die Phosphateinträge

Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, zum Schutz vor hohen Phosphateinträgen in ein Gewässer, Bewirtschaftungsauflagen auch für die landwirtschaftliche Nutzung besonders erosionsgefährdeter Flächen zu erlassen. Hierfür ergibt sich ebenfalls ein Anspruch auf Ausgleichsleistungen für die Landwirte. In den unterschiedlichen Agrarumweltprogrammen der Bundesländer werden explizit auch Maßnahmen gefördert, die zu einer Verringerung der Phosphateinträge in die Gewässer beitragen (vgl. Tabelle 4.4-2). Die Zusammenstellung verdeutlicht, dass insbesondere für mehrjährige Randstreifen erhebliche Prämien gezahlt werden.

Nach Frede/Dabbert (1998) kann jedoch bereits durch eine konservierende und höhenparallele Bodenbearbeitung sowie durch eine geeignete Auswahl und Folge der Feldfrüchte der P-Eintrag in angrenzende Gewässer wesentlich verringert werden. Durch geeignete Produktionsweisen können die P-Einträge um bis zu 75 % bis 90 % reduziert werden. Für die in Abschnitt 4.2.2 bereits genannten besonders erosionsgefährdeten Flächen mit > 1 kg P/ha a wird für die Abschätzung der Kosten-Wirksamkeit angenommen, dass die P-Einträge durch geeignete Bewirtschaftung um 70 % reduziert werden können. Außerdem wird unterstellt, dass durch diese Maßnahme – da sie sich auf die besonders erosionsgefährdeten Flächen konzentriert – 75 % der Flächen einer veränderten Produktionsweise unterworfen werden. Damit ergibt sich für die gesamten Erosionseinträge von 2525 t P/a (vgl. Abschnitt 4.2.2) aus diesen Ackerflächen eine Reduktion um gut 50 %, d. h. um etwa 1.300 t P/a.

Tabelle 4.4-2: Prämien unterschiedlicher Umweltagrarprogramme in [DM/ha a], Wilhelm (1999)

	Schleswig-Hostein	Nordrhein-Westfahlen	Hessen	Rheinland-Pfalz	Sachsen-Anhalt	Sachsen	Brandenburg	Baden-Württemberg	Hamburg
Mehrjährige Ackerrandstreifen	1000	600	1150	1300	470	800			
Mehrjährige Uferrandstreifen	1000	1400							
Umwandlung Ackerland in extensives Grünland					600	550	600		580
Mulchsaat-Verfahren						50		120	
Untersaat, Stoppelsaat						80	60	130	

In Anlehnung an die Prämienzahlungen gemäß Tabelle 4.4-2 und aufgrund von Zahlungen der Länder im Rahmen des Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleichs (MEKA), wird von einer Spannweite der Prämienzahlungen (und damit der spezifischen Kosten dieser Maßnahme) von 120 bis 250 DM/ha a ausgegangen. Die Bandbreite ergibt sich aus einem unterschiedlichen Anteil von zusätzlich erforderlichen teueren Ergänzungsmaßnahmen wie die Schaffung von Randstreifen. Damit errechnen sich die in Tabelle 4.4-3 angegebenen Bandbreiten für die Kosten-Wirksamkeit dieser Maßnahmen im Hinblick auf die Reduktion von P-Einträgen in die Gewässer. Im Vergleich zur Beratung verdoppelt sich die Entlastung der Gewässer in Deutschland wegen des höheren Umsetzungsgrades und der Verringerung der Eintragswerte, wobei auch hier eine zusätzliche Eintragsminderung durch Abschwemmung zu berücksichtigen wäre. Das Gesamtpotential dürfte damit bei wenigstens 1.500 t/a liegen, was über 7 % der landwirtschaftlichen Einträge bzw. gut 6 % der gesamten diffusen Einträge bedeutet.

Tabelle 4.4-3: Kosten-Wirksamkeit von Bewirtschaftungsauflagen zur Reduktion des P-Eintrags aus erosionsgefährdeten Flächen

Kosten-Wirksamkeit	Bandbreiten
DM/kg P-Eintrag	230 bis 480

4.5 Abgabe auf Stickstoffmineraldünger

Die Einführung einer Abgabe auf Stickstoffdünger wird bereits seit langem diskutiert. Aus effizienzorientierter Sicht wird der wesentliche Vorteil einer Abgabenlösung darin gesehen, dass sie den einzelnen landwirtschaftlichen Betrieben die Entscheidungsfreiheit lässt, die kostengünstigen Vermeidungsmöglichkeiten durchzuführen, die kostenintensiven hingegen zu unterlassen und dafür die Abgabe zu bezahlen. Da es bei Abgaben daher zu einem Ausgleich der Grenzvermeidungskosten über alle Betriebe kommt, werden ihr im theoretischen Instrumentenvergleich deutliche Kostenvorteile gegenüber einer Auflagenlösung zugesprochen (vgl. Abschnitt 4.1.1 sowie Abbildung 4.1-2, Fall 3). Auf der anderen Seite ist bei Einführung einer nationalen oder EU-weiten Abgabe der kleinräumige Gewässerschutz nicht mehr gewährleistet, da sich die Vermeidungskosten zwischen einzelnen Regionen oder Flusseinzugsgebieten deutlich unterscheiden.

Bezüglich der Höhe einer Abgabe auf Mineralstickstoffdünger gibt es unterschiedliche Vorstellungen, die sich zwischen ca. 50 % und 150 % des Preises für Mineraldünger bewegen. Zur Vermeidung von Friktionen wird eine stufenweise Einführung erwogen. Des Weiteren wird aus verteilungspolitischen Gründen eine Rückführung des Steueraufkommens an die Landwirtschaft vorgeschlagen.

Die Wirkung einer Abgabe wird im Allgemeinen mit der Preiselastizität gemessen. Von Schleef (1999) wurde ein Optimierungsmodell herangezogen, um die Wirkungen einer Erhöhung der Mineraldüngerpreise zu simulieren. Bei einer Abgabe in Höhe von ca. 130 % des Mineraldüngerpreises ergibt sich demnach eine Elastizität von -0,35. Der spezifische Mineraldüngereinsatz sinkt bei Schleef (1999) von knapp 105 kgN/ha a im Referenzfall auf 57 kg/ha a ab. Aufgrund der vielfältigen Anpassungsmaßnahmen kommt es allerdings nicht im gleichen Ausmaß zu einer Reduktion des Stickstoffüberschusses, der um 34 kg N/ha a sinkt. Insgesamt werden damit 71 % des verminderten Mineraldüngereinsatzes als Reduktion des Stickstoffüberschusses wirksam. Auf Deutschland bezogen entspricht dies einer rechnerischen Obergrenze der Reduktion des Stickstoffüberschusses um jährlich ca. 590 kt N-Überschuss bzw. einer Verminderung der Einträge in die Fließgewässer von 196 kt N/a.

Die Angaben von Schleef wurden für eine Preiserhöhung um 130 % mit einem Optimierungsmodell berechnet. In der Literatur wird die Auffassung vertreten, dass mit steigender Preiserhöhung die Elastizität abnimmt (vgl. Schleef, 1999; Ehlerding, 2000). Durchschnittlich etwas höhere Elastizitätsschätzungen als bei Optimierungsmodellen werden auch durch ökonometrische Schätzungen ermittelt, die auf Zeitreihenanalysen beruhen. Als Grund hierfür nennt Weingarten (1996), dass Zeitreihendaten das tatsächliche Anpassungsverhalten von Landwirten widerspiegeln, welches auch in ausgefeilten Optimierungsmodellen nicht vollständig eingefangen werden kann. Hinzu kommt, dass Optimierungsmodelle dazu tendieren, den technischen Fortschritt zu unterschätzen (Schleef, 1999; Dieckmann/Jochem 1998). Entsprechend kommt Schleef (1999, S. 170) zur Schlussfolgerung, dass „Programmierungsmodelle tendenziell zu einer Unterschätzung der Eigenpreiselastizität der Nachfrage nach mineralischem Stickstoffdünger neigen."

Entsprechend finden sich in der Literatur auch Angaben, die von einer deutlich höheren Preiselastizität bis zu –0,6 ausgehen (vgl. SRU, 1996; Feldwisch/Frede, 1995; Becker, 1992; Strotmann, 1992; Bäckman, 1999). Setzt man entsprechend für eine Preiserhöhung für Mineraldünger um lediglich 50 % eine Preiselastizität von –0,45 an, ergibt sich – ausgehend vom Mineraldüngerverbrauch von gut 1900 kt im Wirtschaftsjahr 1998/99 – eine spezifische Reduktion des Mineraldüngerverbrauches um knapp 25 kg/ha a. Setzt man den nach den Angaben von Schleef ermittelten Anteil von 71 % an, mit dem eine Reduktion des Mineraldüngerverbrauchs auch zu einer Verminderung der Stickstoffüberschüsse führt, ergibt sich eine spezifische Reduktion der Stickstoffüberschüsse von knapp 18 kg N/ha a. Umgerechnet auf Deutschland entspricht dies einer Reduktion um jährlich ca. 305 kt N-Überschuss bzw. einer Verminderung der Einträge in die Fließgewässer von gut 100 kt N/a.

Bei der Abschätzung der Kosten kann auf folgende Angaben zurückgegriffen werden:

- Nach Becker (1992) ist bei einer Erhöhung der Mineraldüngerpreise um 50 % mit einer Reduktion der Erträge von ca. 3,5 % zu rechnen, was in etwa 66 DM/ha a entspricht. Dem müssen aber die reduzierten Düngeraufwendungen gegengerechnet werden, die sich bei einem spezifischen Preis ohne Steuer von ca. 1 DM auf ca. 20 DM/ha a belaufen. Da die Abgabe den Saldo der Kosten nicht verändert, kommt es nach dieser Rechnung insgesamt zu Mehrkosten von 46 DM/ha a. Dies entspricht einer Kosten-Wirksamkeitsrelation von 2,30 DM/kg N-Überschuss bzw. 6,90 DM/kg N-Eintrag in die Fließgewässer.
- Eine Abschätzung der Kosten führte auch Schleef (1999) mit seinem Sektormodell durch. Danach kommt es unter den oben angeführten Bedingungen zu einer Reduktion des Betriebseinkommens in Höhe von durchschnittlich 3,1 %, was in etwa einer Summe von ungefähr 55 DM/ha a entspricht. Da bei der Kalkulation des Betriebseinkommens die Veränderungen in den bezogenen Vorleistungen bereits berücksichtigt sind, müssen hiervon keine verminderten Düngerbezüge mehr abgezogen werden. Insgesamt ergibt sich damit eine Kosten-Wirksamkeitsrelation von 1,50 DM/kg N-Überschuss, die pro vermiedenem kg Stickstoffeintrag in die Fließgewässer Kosten von 4,50 DM entspricht.

Tabelle 4.5-1: Kosten-Wirksamkeit einer Abgabe auf Stickstoffmineraldünger

Kosten-Wirksamkeit	Bandbreiten
DM/kg N- Überschuss	1,50 bis 2,30
DM/kg N- Eintrag	4,50 bis 6,90

Informationen zur Differenzierung der Belastung nach Betriebsformen sind aus Schleef (1999) ableitbar. Ohne Berücksichtigung einer Rückführung des Aufkommens aus der Abgabe in die Landwirtschaft haben die Betriebe mit geringem Anfall von Wirtschaftsdünger, und unter ihnen besonders die entsprechenden Marktfruchtbetriebe, die höchsten Belastungen zu tragen. Die geringste prozentuale Belastung tritt bei den Futterbau- und Veredelungsbetrieben mit hohem Wirtschaftsdüngeranfall auf. Zu bedenken ist allerdings, dass die Verteilungswirkungen nicht unabhängig von der Art der Rückführung des Abgabenaufkommens gesehen werden können. Hierzu liegen allerdings bei Schleef (1999) keine Angaben vor.

4.6 Erhöhung der Flächenbindung in der Tierhaltung

4.6.1 Reduktion von Stickstoffeinträgen durch Flächenbindung in der Tierhaltung

Die Intensität und Konzentration in der Tierhaltung ist maßgeblich für den überhöhten Stickstoffeintrag auf landwirtschaftlich genutzten Flächen verantwortlich und trägt zu erheblichen Ammoniakemissionen in die Atmosphäre bei. Zur Reduktion der Düngeüberschüsse wird vorgeschlagen, eine flächenbezogene Tierhaltung einzuführen (1,5 DE/ha). Die hierfür erforderlichen Angaben zur Fläche und Viehzahl werden vom Landwirt in der Steuererklärung ohnehin genannt. Hierbei sollen sowohl gepachtete Flächen als auch langfristige Abnahmeverträge von Wirtschaftsdünger einberechnet werden, so dass diese Maßnahme auch die überbetriebliche Güllenutzung und Güllebehandlung einbezieht. Die Aufarbeitung von Gülle in einer Form, die einen Transport über größere Entfernungen und eine genaue Dosierung als Substitut für Mineraldünger erlaubt, ist allerdings mit relativ hohen Kosten verbunden. Zur Senkung dieser Kosten besteht noch erheblicher Entwicklungsbedarf. Maßnahmen zur Erhöhung der Flächenbindung könnten ordnungsrechtlicher Natur sein, des Weiteren wird auch eine Abgabe auf Wirtschaftsdünger aus nicht-flächengebundener Tierhaltung diskutiert. Um den erforderlichen Verwaltungsaufwand zu beschränken, könnte erwogen werden, die Maßnahmen erst ab einer bestimmten Mindestgröße eines Betriebs wirksam werden zu lassen.

Insgesamt wird die Zahl der Betriebe mit Viehhaltung mit ca. 400.000 angegeben, die Zahl der von diesen Betrieben gehaltenen Großvieheinheiten mit 14,8 Mio. (BMELF, 1999). In der vom BML herausgegebenen Statistik wird ein Viehbesatz von ca. 0,87 GV/ha genannt, der sich allerdings auf die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche bezieht und daher nicht aussagerelevant für die Problematik einer nicht-flächenbezogenen Viehwirtschaft ist, die sich daraus ergibt, dass ein Teil der Betriebe wesentlich viehintensiver wirtschaftet als der auf die gesamte landwirtschaftliche Fläche bezogene Durchschnitt. Von Köbler (1997) wird für Bayern angegeben, dass ca. 10 % der viehhaltenden Betriebe eine Grenze von 1,5 DE/ha nicht einhalten können. Hierbei beträgt die Überschreitung im Durchschnitt ca. 0,7 DE/ha. Entsprechend weisen im landwirtschaftlichen Sektormodell von Schleef (1999) die Betriebstypen Veredelungs- bzw. Gemischtbetriebe mit hohem Wirtschaftsdüngeranfall die höchsten Stickstoffbilanzüberschüsse mit deutlich über 150 kg/ha a auf.

Die Umweltwirkung einer Flächenbindung der Tierhaltung resultiert letztendlich daraus, dass der Wirtschaftsdünger auf einer größeren Fläche eingesetzt werden muss und entsprechende Substitutionsprozesse zur Verminderung des Mineraldüngereinsatzes ausgelöst werden. Hierbei können diese Substitutionsprozesse sowohl durch den Transport von Wirtschaftsdünger als auch durch Viehabstockung in den

flächenarmen und Aufstockung in den flächenreichen Betrieben erfolgen. Allerdings ist es schwierig, die Größenordnung des Reduktionspotenzials abzuschätzen, wenn eine Obergrenze von 1,5 DE/ha eingehalten würde, zumal man nicht sicher sein kann, in wie weit es tatsächlich zu entsprechenden Reduktionen im Mineraldüngereinsatz kommt:

- Die von Köbler (1997) für Bayern angegebenen 0,7 DE/ha, die von 10 % der viehhaltenden Betriebe durchschnittlich überschritten wird, entspricht einem spezifischen Reduktionspotenzial der Stickstoffüberschüsse von 56 kg N/ha a. Überträgt man diese Annahmen auf die gesamte Bundesrepublik, würde dies zu einer Reduktion der Stickstoffüberschüsse in Höhe von 65 kt N/a führen.
- Aus den Angaben von Weingarten/Schleef (1999) hingegen lässt sich bei den Veredelungs- bzw. Gemischtbetrieben mit hohem Wirtschaftsdüngeranfall ein Überschreiten der flächenwirksamen Tierhaltung in einer Größenordnung von 1,5 und mehr DE/ha ableiten, was einem spezifischen Reduktionspotenzial von 120 kg/ha a und mehr entspräche. Hierbei bewirtschaften diese Betriebstypen in etwa 9 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Dies ergäbe ein rechnerisches Minderungspotenzial von 187 kt N/a.
- Eine deutlich höhere Wirkung als nach den Angaben von Köbler würde sich auch ergeben, wenn man die Angaben des Öko-Instituts (1997) für NRW auf das Bundesgebiet hochrechnen würde. Hier kommt man in eine Größenordnung von über 200 kt N/a, um die der Stickstoffüberschuss vermindert werden könnte (Böhm et al., 1999).

Zur quantitativen Abschätzung der Einzelwirkung einer Wirtschaftsdüngerabgabe liegen keine Studien vor. Hinweise ergeben sich aus Becker (1992), der die Wirkungen einer Kombination einer 50 %igen Abgabe auf Mineraldünger und einer Abgabe auf Wirtschaftsdünger berechnet. Bezogen auf die Gesamtfläche wird nach Becker der Stickstoffüberschuss durch eine Besteuerung des Wirtschaftsdüngers um durchschnittlich 6 kg/ha a reduziert. Da von der Abgabe auf Wirtschaftsdünger aber nur ein Teil des gesamten Wirtschaftsdüngers erfasst würde, wäre mit deutlich geringeren Auswirkungen zu rechnen.

Die Abschätzung der Kosten für die Maßnahmen ist nur in ersten Ansätzen möglich: Nach Köbler (1997) betragen die jährlichen Kosten für die Anpassungsmaßnahmen pro Betrieb durchschnittlich 5.000 bis 10.000 DM. Im Mittel der bayerischen Betriebe entspricht dies spezifischen Kosten in der Größenordnung von ca. 250 bis 500 DM/ha a. Bezogen auf die von Köbler angegebene spezifische Reduktion der N-Überschüsse würde sich damit eine Kosten-Wirksamkeitsrelation von etwa 4,50 bis 9,00 DM/kg N-Überschuss ergeben. Nach Angaben des Öko-Instituts (1997) fallen für den Transport des Wirtschaftsdüngers zusätzliche Kosten an, die in Abhängigkeit der Herkunft der Wirtschaftsdünger zwischen 2 und 10 DM/DE pro transportiertem Kilometer liegen. In den Niederlanden werden Transportentfernun-

gen von bis zu 50 km realisiert. Nimmt man diese Entfernung als Basiswert, würden sich bezogen auf das angegebene Minderungspotenzial spezifische Kosten in Höhe von 1,25 bis 6,25 DM/kg N-Überschuss ergeben. Allerdings sind hier die sonstigen Anpassungskosten noch nicht mit einbezogen. Insgesamt scheint daher die sich nach den Angaben von Köbler (1997) ergebende Bandbreite durchaus eine erste plausible Größenordnung für die Kosten bei den Betrieben darzustellen, die von einer Flächenbindung der Tierhaltung betroffen sind.

Tabelle 4.6-1: Kosten-Wirksamkeit der Reduktion von Stickstoffeinträgen durch Flächenbindung der Tierhaltung (Anpassungsvariante Gülletransport) aus Sicht der betroffenen Betriebe

Kosten-Wirksamkeit	Bandbreiten
DM/kg N-Überschuss	4,50 bis 9,00
DM/kg N-Eintrag	13,50 bis 27,00

Allerdings ist an dieser Stelle nochmals auf die wenig belastbare Datenbasis hinzuweisen, die dieser Abschätzung zu Grunde liegt. Schließlich ist auch zu bedenken, dass bei den angegebenen Werten keine Erlöse für die Verwendung des Wirtschaftsdüngers eingerechnet sind und implizit davon ausgegangen wurde, dass für tierische Erzeugnisse aus flächengebundener Produktion keine erhöhten Preise erzielt werden können. Vor allem aber ist darauf hinzuweisen, dass sich diese Kostenbeziehungen auf die Anpassungsvariante eines Transports von Wirtschaftsdünger beziehen. Die Kosten einer Veränderung der Struktur der Tierhaltung aufgrund einer Flächenbindung der Tierhaltung müsste mit Sektormodellen abgeschätzt werden.

4.6.2 Flächenbindung der Tierhaltung in Gebieten mit hohen P-Einträgen über Drainagen und das Grundwasser

In Abschnitt 4.1.2 sind die hohen P-Belastungen in Gebieten mit einem hohen Anteil an Hochmoorböden erläutert, die über das Grundwasser und durch Drainage in die Gewässer eingetragen werden. Da in diesen Gebieten Nordwestdeutschlands die landwirtschaftliche Nutzung auch mit einer intensiven Tierhaltung verbunden ist, können durch Einführung einer flächenbezogenen Tierhaltung (1,5 DE/ha) auch die Phoshateinträge in die Gewässer erheblich verringert werden. Wenn man, wie oben erläutert, von einer Überschreitung der flächenwirksamen Tierhaltung um 1,5 DE/ha in Regionen mit Intensivtierhaltung ausgeht, lässt sich durch die Flächenbindung in etwa eine Halbierung der P-Einträge realisieren. Liegt die Überschreitung im Mittel bei 0,7 DE/ha, ist eine Verringerung der Einträge um gut 30 % möglich.

Eine Sonderauswertung von Behrendt (2001) ergibt eine Gesamtfläche von Hochmooren von 0,99 Mio ha. Hiervon sind 0,1 Mio ha drainiert, mit einem P-Eintrag von 2600 t P/a über diese Drainagen. Die übrigen 0,89 Mio ha werden über das Grundwasser entwässert und verursachen einen P-Eintrag von 2020 t P/a.

Die Gesamtbelastung von somit 4620 t P/a könnte durch Flächenbindung der Tierhaltung entsprechend den obigen Annahmen um eine Größenordnung von 1380 t P/a bis 2310 t P/a reduziert werden. Eine Abschätzung der Kosten-Wirksamkeit kann nur die Größenordnung der Wirksamkeit dieser Maßnahme wiedergeben, da z. B. nicht die gesamten Hochmoorflächen in Zusammenhang mit der Intensivtierhaltung zu sehen sind. Vereinfachend wird von einer zu berücksichtigenden Fläche von 0,9 Mio ha ausgegangen.

Die Kosten für die Anpassung der Betriebe wurden oben mit ca. 250 DM/ha a angenommen. Kann der Landwirt keine Ausgleichsflächen für die Entsorgung des Wirtschaftsdüngers nutzen und ist eine Abstockung des Tierbestandes erforderlich, könnte man für die Kosten den doppelten Wert ansetzen. Damit errechnen sich aus den oben angegebenen Minderungspotenzialen und den hierfür erforderlichen Kosten die in Tabelle 4.6-2 angegebenen Bandbreiten für die Kosten-Wirksamkeit der Flächenbindung der Tierhaltung für die Reduktion von P-Einträgen in die Gewässer. Sie liegen damit im Bereich der Werte, die für die Maßnahme der Bewirtschaftungsauflagen für erosionsgefährdete Ackerflächen ermittelt wurden. Eine Flächenbindung der Tierhaltung könnte mit etwa 2000 t P/a Reduktion knapp 10 % der landwirtschaftlichen bzw. gut 8 % der gesamten diffusen Einträge betreffen.

Tabelle 4.6-2: Kosten-Wirksamkeit der Flächenbindung der Tierhaltung in Hochmoorgebieten

Kosten-Wirksamkeit	Bandbreiten
DM/kg P-Eintrag	100 bis 330

4.7 Verstärkte Umstellung auf ökologische Landwirtschaft

Bei den Kriterien des ökologischen Landbaus handelt es sich um ein tragfähiges Gesamtkonzept, bei dem nicht nur auf chemisch-synthetische Betriebsmittel verzichtet wird, sondern Pflanzenernährung und Pflanzenschutz durch ein System aus Fruchtfolgegestaltung, Bearbeitungsmaßnahmen und darin integrierte Tierhaltung abgesichert werden. Eine Erhöhung des Anteils des ökologischen Landbaus auf 10 % der Fläche bis 2010 wurde bereits vom BMU (1998) als explizites Ziel for-

muliert. Im Zuge der BSE-Krise der deutschen Landwirtschaft haben derartige Forderungen deutlich an Gewicht gewonnen.

Die Richtlinien des ökologischen Landbaus sehen keinen Einsatz von Mineraldünger vor und beschränken gleichzeitig den Anfall von Wirtschaftsdünger auf ca. 1,3 DE/ha a. Unter Umständen kommt es hierbei gegenüber der konventionellen Landwirtschaft zu einer verstärkten Integration der Viehhaltung, um die fehlenden Mineraldüngermengen durch Wirtschaftsdünger zu substituieren. Hierdurch können auch auf Flächen, die nicht ökologisch bewirtschaftet werden, indirekte Effekte auftreten.

In Abhängigkeit der spezifischen Bodenkenngrößen und der Wahl der Anbaufrucht werden auf ökologischen Landflächen sowohl positive als auch negative N-Bilanzen ausgewiesen. Betrachtet man die mittleren Veränderungen nur auf den Flächen, die ökologisch bewirtschaftet werden, ist nach Haas (1997) bei der ökologischen Landwirtschaft mit Stickstoffüberschüssen in der Höhe von 20 bis 30 kg N/ha a zu rechnen. Geht man von einer Reduktion des spezifischen Überschusses um 60 kg/ha a aus, käme es durch die Erhöhung des ökologischen Landbaus auf z. B. 20 % zu einer Reduktion der Stickstoffüberschüsse um jährlich ca. 187 kt N, was einer Minderung des Eintrags in die Fließgewässer von 62 kt N/a entspricht.

Die Kosten des ökologischen Landbaus hängen sehr stark davon ab, wie sich die Zahlungsbereitschaft für die nach ökologischen Kriterien angebauten Lebensmittel entwickelt. Wenn eine vergleichsweise hohe Zahlungsbereitschaft auch bei einem entsprechend großen Marktsegment bestehen würde, könnte ein Großteil der mengenmäßigen Ertragsverluste durch die wertmäßige Steigerung ersetzt werden. So hält Dabbert (2000) es für realistisch, dass auf der Verbraucherseite ein Nachfragepotenzial von 10-20 % innerhalb einer absehbaren Zeit vorhanden ist. Im Einzelfall, z. B. bei gutem Zugang zur Direktvermarktung, könnte sich sogar eine Reduktion der Kosten ergeben. Sind hingegen bei einer Ausweitung des ökologischen Landbaus höhere Abnehmerpreise für das nun größere Marktsegment nur z.T. aufrechtzuerhalten, erhöhen sich die notwendigen Förderhilfen bzw. Ertragsausfälle der Betriebe und damit die Kosten. Die im Folgenden aufgeführten Hinweise zu den Kosten sind vor dem Hintergrund dieser Unsicherheiten zu interpretieren:

- Bei einer Studie zur flächendeckenden Umstellung der baden-württembergischen Landwirtschaft auf ökologischen Landbau ergaben sich durchschnittliche Einkommenseinbußen der einzelnen Betriebsformen zwischen 10 % bei Futterbau- und Gemischtbetrieben und gut 50 % bei den Veredelungsbetrieben (Dabbert et al., 1996). Diesen Ertragsrückgängen sind die höheren erzielbaren Absatzpreise gegenzurechnen. Dabbert et al. (1996) gehen davon aus, dass im Durchschnitt aller Betriebe ein Einkommensverlust von 200 DM pro ha entsteht.
- Die Fördergrundsätze der Gemeinschaftsaufgabe "Verbesserung der Agrastruktur und des Küstenschutzes" (GAK) gingen von Beihilfen in Höhe von 200 DM/ha a zur Beibehaltung bzw. 250 DM/ha a zur Einführung aus (Kilian, 2000).

Im Rahmen des Bayrischen Kulturlandschaftsprogramms (KULAP) wurden den Landwirten zur Umstellung auf ökologischen Landbau und deren Beibehaltung ca. 300 DM/ha a bezahlt (Köbler, 1997). Seit 2001 gibt es neue GAK-Fördersätze. Die tatsächlich bezahlten Sätze hängen von der finanziellen Zusatzfinanzierung der Länder ab. Für Baden-Württemberg wird mit Sätzen von 320-330 DM/ha a für Ackerland und 250 DM/ha a für Grünland gerechnet, für Bayern wird eine ähnliche Größenordnung erwartet (Kilian, 2001). Gleichzeitig ist zu bedenken, dass es auch zu einer Reduktion der Ausgaben für Mineraldünger kommt bzw. viele ökologische Betriebe nach der Umstellung auch höhere Gewinne als zuvor erwirtschaften (vgl. Frede/Dabbert, 1998). Unter günstigen Annahmen erscheinen daher Mehrkosten von lediglich 100 DM/ha a denkbar.

Insgesamt scheint es sinnvoll zu sein, eine Spannbreite der Kosten zwischen 100 DM/ha a und 330 DM/ha a anzunehmen. Für die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit ist es erforderlich, die Hektarkosten auf die pro Hektar erzielbare Stickstoffminderung zu beziehen. Setzt man hierfür einen Wert von 60 kg N/ha a an, ergeben sich Werte von 1,70 bis 5,50 DM/kg N-Überschuss. Umgerechnet auf die Verminderung des Eintrags in die Fließgewässer entspricht dies spezifischen Minderungskosten zwischen 5 und 16,50 DM/kg N.

Tabelle 4.7-1: Kosten-Wirksamkeit der Reduktion von Stickstoffeinträgen durch verstärkte Förderung des ökologischen Landbaus

Kosten-Wirksamkeit	Bandbreiten
DM/kg N-Überschuss	1,70 bis 5,50
DM/kg N-Eintrag	5,00 bis 16,50

4.8 Diskussion der Ergebnisse

Ein Vergleich der Kosten-Wirksamkeit der einzelnen Maßnahmen wird durch die große Spannbreite für die einzelnen Maßnahmen und die bei einzelnen Autoren doch recht unterschiedlichen Angaben erschwert. Hinzu kommt das Problem, dass in den einzelnen Ansätzen unterschiedliche Methoden angewendet und auch nicht immer die identischen Kostenkategorien einbezogen werden.

Dennoch vermitteln die Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse einen wichtigen Hinweis für die Gesamtausrichtung der Maßnahmen zur Reduktion der Gewässerbelastung. Für die zwischenzeitlich weitgehend erfolgte Umsetzung der bestehenden Anforderungen an kommunale Kläranlagen zur Stickstoff-Elimination werden Kosten-Wirksamkeitsrelationen in der Größenordnung von 10 - 15 DM/kg N_{eli} genannt (Grünebaum, 1993). Dabei zeigte es sich, dass die Kosten-Wirksamkeit

mit abnehmender Kläranlagengröße ungünstiger wird. Von Fehr (1996) wurden für ein konkretes Flussgebiet 29 DM/kg N berechnet. Weitergehendere Maßnahmen zur N-Elimination im Bereich kommunaler Kläranlagen besitzen eine nochmals ungünstigere Kosten-Wirksamkeit, da die N-Elimination im Bereich kleinerer Anlagen (kleiner 5000 EW), für die bislang keine Vorgaben für eine N-Elimination bestehen, spezifisch betrachtet nochmals teurer sind. Für eine weitergehendere N-Elimination in größeren Anlagen bspw. durch eine Restdenitrifikation über Filtrationsverfahren ergibt sich eine Kosten-Wirksamkeit von etwa 40 - 60 DM/kg N (ATV-Arbeitsgruppe 2.1.6, 1997: spezifische Kosten von 0,2 - 0,3 DM/m^3 , zusätzliche N-Elimination um 5 g_N/m^3). Damit wurden in diesem Bereich teilweise bereits Maßnahmen durchgeführt, deren spezifische Kosten über denjenigen liegen, die sich im Durchschnitt für die Maßnahmen im Landwirtschaftsbereich ergeben. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, primär im Landwirtschaftsbereich Maßnahmen durchzuführen, um die vorgegebenen Ziele zur Verringerung der Stickstoffbelastung der Gewässer erreichen zu können.

Die untersuchten Maßnahmen zur Reduktion landwirtschaftlicher Phosphateinträge in die Gewässer beschränken sich auf Gebiete, die durch besonders hohe P-Belastungen durch diesen Sektor geprägt sind. Die Reduktionsmöglichkeiten der Landwirtschaft liegen, im Vergleich zu den in Kapitel 3 untersuchten Maßnahmen im Bereich der Siedlungsentwässerung (bis auf wenige Ausnahmen unter besonders günstigen Bedingungen), in der Kosten-Wirksamkeit günstiger, teilweise auch wesentlich günstiger als die Ansatzpunkte in der Siedlungsentwässerung. Damit dürfte in Gebieten, die besonderen P-Belastungen der Gewässer unterliegen, die Maßnahmen in der Landwirtschaft künftig ebenfalls im Mittelpunkt der Diskussion stehen.

Bezüglich eines Vergleichs der Maßnahmen (Tabelle 4.8-1) lassen sich in einer vorsichtigen Interpretation Aussagen dann ableiten, wenn sie sich auf ein vergleichbares Untersuchungsdesign stützen oder plausibel erklären lassen. Hierbei lässt sich folgendes festhalten:

- Dass eine Abgabe kostengünstiger ist als eine vergleichbare Auflage, erscheint aufgrund der theoretischen Überlegungen plausibel. Andererseits bezieht sich die untersuchte Abgabenlösung auf den Stickstoffmineraldünger, während die Bewirtschaftungsauflagen direkt am zielgenaueren Parameter Stickstoffüberschüsse ansetzen. Aus den Arbeiten von Schleef (1999), der beide Optionen vergleichend untersuchte, ist ableitbar, dass die Abgabe geringe Kostenvorteile aufweist, was in etwa auch den hier vorgelegten Abschätzungen entspricht.
- Dass eine Intensivierung der Beratung vergleichsweise kostengünstig ist, kann durch den freiwilligen Charakter dieser Maßnahme erklärt werden, die vorrangig auf die Realisierung des sogenannten no-regret Potenzials abzielt und damit teure technische Anpassungen ausschließt. Allerdings ist damit auch das Minderungspotenzial auf den Teil der Landwirte beschränkt, die noch ein einzelwirtschaftlich rentables Potenzial zur Reduktion der Düngung aufweisen. Des Weite-

ren ist davon auszugehen, dass auch eine zielgruppenspezifische Beratung nicht immer zum Erfolg führt. Hier können sich Maßnahmen unter Umständen gegenseitig ergänzen, z. B. wenn eine Verschärfung der Düngeverordnung dazu führt, verstärkt Beratungsangebote in Anspruch zu nehmen.

Allerdings ist zu bedenken, dass wichtige Parameter wie die Vollzugskosten nur in Einzelfällen – etwa bei den Beratungskosten – abgeschätzt werden konnten. Hierdurch könnten sich die Kostenunterschiede zwischen den Maßnahmen verändern. So weist Schleef (1999) etwa darauf hin, dass bei der Abgabe auf Mineraldünger mit deutlich geringeren Implementierungskosten zu rechnen wäre als bei Auflagen bezüglich des Stickstoffüberschusses.

Zusätzlich zu den Unsicherheiten, die bereits aus den großen angeführten Spannbreiten resultieren, ist auch zu bedenken, dass einzelne Maßnahmen noch mit einem erheblichen Zusatznutzen verbunden sind. So vermindert z. B. der ökologische Landbau zusätzlich auch den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln. Die Kosten der Flächenbindung der Tierhaltung schließlich müssen auch vor dem Hintergrund der Diskussion um eine Neuausrichtung der Tierhaltung gesehen werden, die durch die BSE-Krise ausgelöst wurde. Schließlich ist auch zu bedenken, dass gerade die Auflagenlösungen auf eine kleinräumigere Einhaltung von Schutzzielen abzielen, die besonders im Hinblick auf die Erreichung der Qualitätsziele für Stickstoff und Phosphor von Bedeutung sein könnte. Insgesamt wird also deutlich, dass eine Optimierung der Maßnahmen im Landwirtschaftsbereich nicht nur auf Basis von derartigen Kosten-Wirksamkeitsanalysen zum Gewässerschutz basiert werden kann.

Tabelle 4.8-1: Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft

Art der Maßnahme	**Kosten-Wirksamkeit in DM/kg**	
	Stickstoff-Eintrag	**Phosphor-Eintrag**
Verstärkte Beratung	0 – 4,50	40 – 80
Verschärfung der Düngeverordnung	5,10 – 7,50	
Bewirtschaftungsauflagen für gefährdete Flächen	5,40 – 19,20	230 – 480
Abgabe auf Stickstoffmineraldünger	4,50 – 6,90	
Flächenbindung der Tierhaltung	13,50 – 27,00	100 – 330
Verstärkte Umstellung auf ökologische Landwirtschaft	5,00 – 16,50	

Abbildung 4.8-1: Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffeinträgen aus der Landwirtschaft

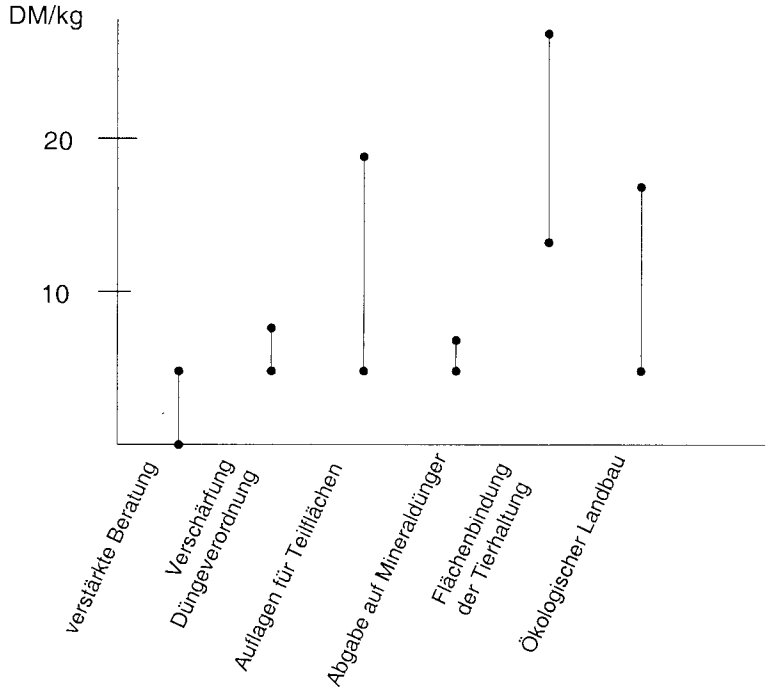
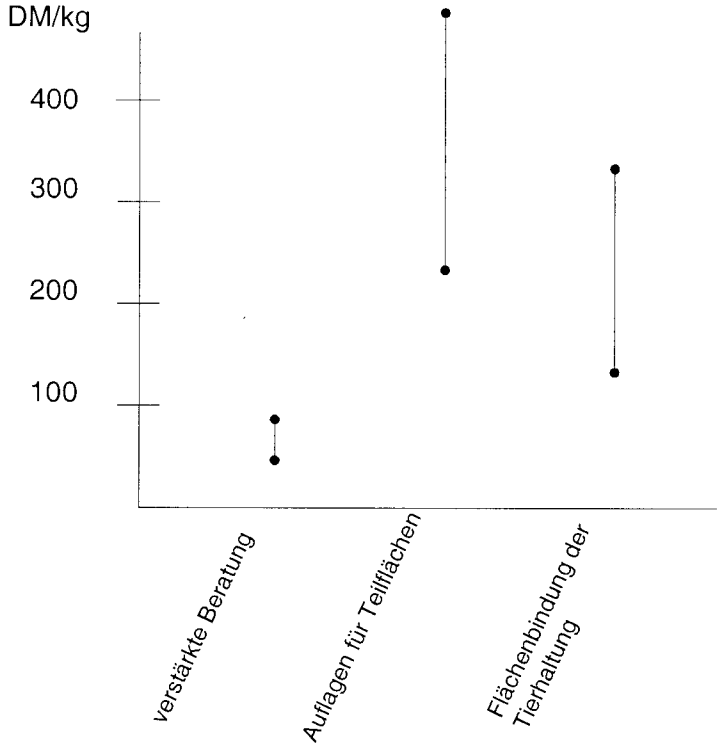


Abbildung 4.8-2: Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Phosphoreinträgen aus der Landwirtschaft



5 Kosten-Wirksamkeitsabschätzungen für Maßnahmen im Bereich der Gewässerstruktur

5.1 Einleitung

Für die Funktionsfähigkeit eines Gewässerökosystems sind die Wasserqualität und die Gewässerstruktur gleichermaßen von Bedeutung. Über die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) ist deshalb sowohl die gute ökologische als auch die gute chemische Gewässerqualität als allgemeine Zielsetzung für Oberflächengewässer verbindlich vorgegeben[17]. Der Verbesserung der in unserer heutigen Gewässerlandschaft überwiegend mangelhaften Gewässerstrukturen kommt damit eine entscheidende Bedeutung zu. Durch eine Verbesserung der Gewässerstruktur sollen dem Gewässer Entwicklungsmöglichkeiten entsprechend seiner natürlichen Ausprägung gegeben und eine möglichst natürliche Artenvielfalt am und im Gewässer ermöglicht werden. Maßnahmen müssen daher auf der Grundlage der naturraumtypischen Verhältnisse eines Gewässers konzipiert werden. Der ideale Renaturierungsansatz sieht vor, dem Fließgewässer ausreichend Raum zu überlassen, so dass die naturraumtypische Gewässerdynamik und –entwicklung uneingeschränkt stattfinden kann und sich die Gewässerstrukturen in den natürlichen Abläufen entwickeln können.

Solche "uneingeschränkten" Möglichkeiten zur Gewässerentwicklung sind in unserem heutigen Landschaftsbild aber auf Grund der beengten räumlichen Verhältnisse (Nutzungsdruck durch Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrsflächen) sowie der zahlreichen zu berücksichtigen Restriktionen (bspw. Schifffahrt, Wasserkraft und Hochwasserschutz) kaum noch realisierbar. Vielmehr müssen die heutigen Renaturierungsansätze umfeldnah sein und den gesellschaftspolitischen Ansprüchen des Gewässerumfeldes ausreichend Rechnung tragen. Von Hessen wird deshalb bspw. als langfristiges Sanierungsziel bzw. Entwicklungsziel für Gewässer in der freien Landschaft die Strukturgüteklasse 3 angestrebt[18] (Zielerreichung in Hessen derzeit ca. 23 %), für Gewässer in bebauten Bereichen als Minimalforderung Strukturgüteklasse 5 (Zielerreichung derzeit ca. 25 %). Als Maßstab der Bewertung (Güteklasse 1) dient dabei der heutige potentielle natürliche Gewässerzustand (hpnG), der in naturraumspezifischen Leitbildern spezifisch für die wichtigen Gewässertypen festgelegt ist. Der Handlungsbedarf zur Verbesserung der Gewässerstrukturen ist auf breiter Basis anerkannt. Methoden zur Kartierung und Bewertung der Strukturgüte (LAWA, 2000) sind ebenso vorhanden wie Möglichkeiten zur Verbesserung der

---

[17] Für erheblich veränderte oder künstliche Gewässer ist als Ziel das gute ökologische Potenzial vorgegeben.

[18] nach der 7-stufigen Strukturgüteklassifikation der LAWA (2000)

Gewässerstruktur, die in einer Reihe von Beispielen bereits in die Praxis umgesetzt sind (Otto, 1995; Smukalla/Frierich, 1994). Die möglichen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte sind mit sehr unterschiedlichen Kosten verbunden. Daher werden Überlegungen zur Kosten-Wirksamkeit für die Festlegung von Prioritäten immer wichtiger, d.h. besonders effiziente Renaturierungsmaßnahmen sind in der Sanierungspraxis prioritär einzusetzen. Im Rahmen dieses Projektes wurde deshalb zuerst begonnen, einen methodischen Ansatz zu entwickeln, der es ermöglichen sollte, die Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen zu analysieren (Liebert et al., 2000; Liebert, 2000). Kern des erarbeiteten Lösungsansatzes waren Szenarien, die die typischerweise zu erwartenden "Renaturierungsfälle" erfassten und auch die in diesen Fällen üblichen Maßnahmen beinhalteten. Dieser Lösungsansatz wird im Anhang eingehender erläutert. In einem nachfolgenden Projekt für das Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten in Hessen wurde dieser Ansatz weiterentwickelt sowie anhand der in Hessen vorliegenden praktischen Erfahrungen erprobt und angewandt (Hillenbrand/Liebert, 2001).

5.2 Bewertungsverfahren für die Gewässerstrukturgüte

Die Gewässerstruktur beschreibt das ökologisch-morphologische Erscheinungsbild eines Gewässers, seiner Ufer und Auen. Wesentliche Aspekte sind u.a. das Fließverhalten, die Form und das Material des Gewässerbettes sowie die Ausprägung der Vegetation am Ufer. Der Natürlichkeitsgrad dieser Strukturen entscheidet mit darüber, ob und welche Pflanzen und Tiere sich im Bereich des Gewässers ansiedeln. Die Gewässerstrukturgüte ist ein Maß für die ökologische Qualität der Gewässerstrukturen und der durch diese Strukturen angezeigten dynamischen Prozesse (LUA-Merkblätter Nr. 14, 1998).

Für die Bewertung der Gewässerstruktur gibt es inzwischen in mehreren Ländern unterschiedliche Ansätze, u.a. eine größere Zahl neuer Ansätze aus Deutschland, Österreich und den Niederlanden (Friedrich/Lacombe, 1992). Das Verfahren der Strukturbewertung nach Werth (1989) ist ein bewährtes Verfahren, das in Österreich vielfache Anwendung findet. In Großbritannien ist das umfassende Verfahren "River Habitat Survey" in Erprobung und in den USA werden Konzepte verfolgt, die auf der einheitlichen und detaillierten Fließgewässertypisierung nach Rosgen (1996) basieren. Aus Deutschland sind neben anderen insbesondere die Ansätze aus Bayern (Mauch, 1992), dem Saarland (Wild/Kunz, 1992), aus Nordrhein-Westfalen (Friedrich et al., 1993) sowie Rheinland-Pfalz (Otto, 1991) zu nennen. In den letzten Jahren wurden die verschiedenen Verfahren zur Gewässerstrukturgütekartierung verglichen, um daraus ein für die gesamte Bundesrepublik Deutschland einheitlich anwendbares Verfahren abzuleiten. Der aus den vorgenannten Ansätzen erarbeitete Verfahrensvorschlag (LAWA, 1998a) wurde unter Federführung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser bundesweit weiterentwickelt, erprobt und anschließend veröffentlicht (LAWA, 2000).

Das LAWA-Bewertungsverfahren basiert auf der objektiven und jederzeit nachvollziehbaren Erhebung von Strukturelementen des Gewässers und seines Umfeldes anhand eines vorgegebenen Parametersystems. Diese Strukturelemente ("Einzelparameter", z.B. Laufkrümmung, Uferverbau) sind je nach Naturraum bzw. menschlichem Einfluss unterschiedlich ausgeprägt und sind anhand von definierten Merkmalreihen zu bewerten (z.B. "gering" oder "sehr hoch"). Die Einzelparameter sind sechs Hauptparametern zugeordnet (vgl. Tabelle 5.2-1). Bei der Kartierung berücksichtigt werden u.a. das Fließverhalten, die Form, das Material und die Dynamik des Gewässerbettes, die Ufervegetation und die Nutzungsform der angrenzenden Aue (vgl. hierzu auch die Ausführungen im Anhang).

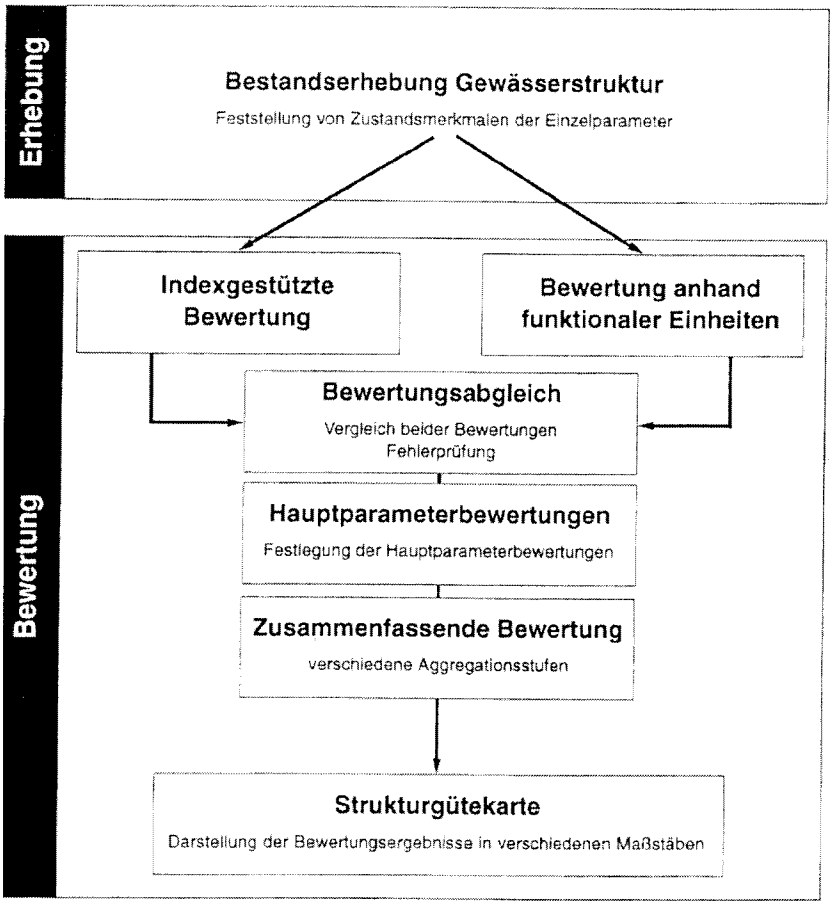
Tabelle 5.2-1: Übersicht über das Parametersystem des LAWA-Bewertungsverfahrens und die Zuordnung der Aggregationsebenen (3 Bereiche, 6 Hauptparameter, 14 funktionelle Einheiten, 25 Einzelparameter)

Bereich	**Hauptparameter**	**Funktionale Einheit**	**Einzelparameter**
Sohle	Laufentwicklung	Krümmung	Laufkrümmung Längsbänke Besondere Laufstrukturen
		Beweglichkeit	Krümmungserosion Profiltiefe Uferverbau
	Längsprofil	Natürliche Längsprofilelemente	Querbänke Strömungsdiversität Tiefenvarianz
		Anthropogene Wanderhindernisse	Querbauwerke Verrohrungen Rückstau Durchlässe
	Sohlenstruktur	Art und Verteilung der Substrate	Sohlensubstrat Substratdiversität Besondere Sohlenstrukturen Besondere Belastungen (Sohle)
		Sohlenverbau	Sohlensubstrat Sohlenverbau
Ufer	Querprofil	Profilform	Profiltyp
		Profiltiefe	Profiltiefe
		Breitenentwicklung	Breitenerosion Breitenvarianz
	Uferstrukturen	Naturraumtypischer Bewuchs	Uferbewuchs (Gehölze und Krautschicht)
		Uferverbau	Uferverbau
		Naturraumtypische Ausprägung	Besondere Uferstrukturen Besondere Belastungen (Ufer)
Land	Gewässerumfeld	Vorland	Flächennutzung Schädliche Umfeldstrukturen Besondere Umfeldstrukturen
		Gewässerrandstreifen	Gewässerrandstreifen

Das Gesamtbewertungsverfahren (Abbildung 5.2-1) setzt sich zusammen aus einer indexgestützten Haupt- und Einzelparameterbewertung mit Hilfe eines Rechenverfahrens und einer Vor-Ort-Bewertung anhand funktionaler Einheiten auf der Hauptparameterebene. Dieser parallele Ansatz dient der Absicherung der Erhebungs- und Bewertungsergebnisse.

Maßstab der LAWA-Bewertung ist ein Leitbild, das sich an dem heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustand (hpnG) ausrichtet. Da dieser Zustand vom Naturraum und der Gewässergröße abhängig ist, werden für die wesentlichen Gewässertypen verschiedene naturraumspezifische Leitbilder zu Grunde gelegt. Die jeweilige Klassifizierung eines Gewässerabschnittes ergibt sich aus dem Abstand vom naturraumspezifischen Leitbild. Die hierarchisch aufgebaute, 7-stufige Bewertungsskala wurde in Anlehnung an die biologische Gewässergütebewertung gewählt. Strukturgüteklasse 1 repräsentiert den unveränderten, naturraumtypischen Zustand des Gewässers (Leitbild / hpnG) und Strukturgüteklasse 7 den vollständig veränderten, unnatürlichen Zustand.

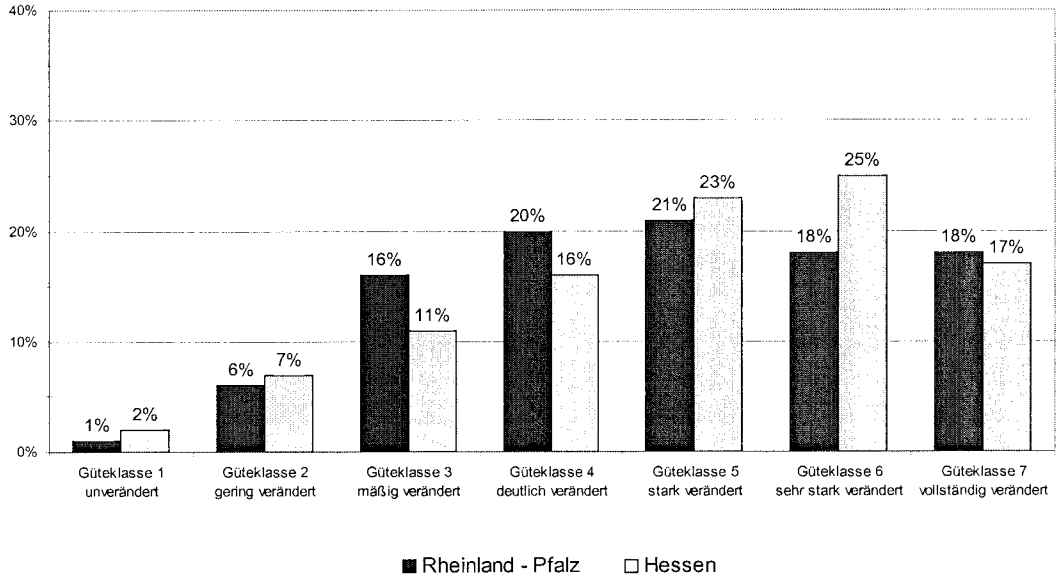
Abbildung 5.2-1: Verfahrensübersicht der LAWA-Gewässerstrukturgütebewertung (LAWA, 2000)



5.3 Analyse der typischen Gewässerstrukturgütedefizite

Die bisher vorliegenden Kartierergebnisse nach dem LAWA-Bewertungsverfahren (Otto, 1995; HMUEJFG, 1996) zeigen den aktuellen Zustand und die typischen Strukturdefizite unserer Fließgewässer (vgl. Abbildung 5.3-1).

Abbildung 5.3-1: Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung (LAWA-Verfahren) aus Rheinland-Pfalz und Hessen (Otto, 1995; HMUEJFG, 1996)



Die meisten Gewässer haben durch vielfältige, naturferne Gewässerausbau- und Gewässerunterhaltungsmaßnahmen ihre natürlichen Form- und Strukturmerkmale verloren. Für die Bundesländer Hessen und Rheinland-Pfalz ergab die landesweite Kartierung, dass weniger als 10 % der kartierten Gewässerstrecken den Anforderungen der Güteklassen 1 oder 2 entsprechen.

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens für das Hessische Umweltministerium wurden die Defizite für die Fließgewässer in Hessen genauer analysiert (Hillenbrand/Liebert, 2001). Grundlage dieser Analyse waren die Ergebnisses der hessischen Strukturgütekartierung (HMULF, 1999a). Für die Analyse wurden 12 Beispielindikatoren so ausgewählt, dass jeder der sechs Hauptparameter durch mindestens eine der ihm untergeordneten Einzelindikatoren berücksichtigt wird und die Bewertung der Parameter soweit möglich unabhängig vom spezifischen Naturraum (Gewässertyp) ist (s. Tabelle 5.3-1).

Tabelle 5.3-1: Übersicht der ausgewählten Beispielindikatoren für die Defizitanalyse der Gewässerstrukturgüte in Hessen

Parametersystem des 7-stufigen LAWA Bewertungsverfahren		
Hauptparameter	**Ausgewählte Beispielindikatoren**	**Nicht ausgewählte Einzelparameter**
Laufentwicklung	Laufkrümmung	Krümmungserosion Längsbänke Besond. Laufstrukturen
Längsprofil	Querbauwerke u. Verrohrung Strömungsdiversität Tiefenvarianz	Rückstau Querbänke
Querprofil	Profiltyp Profiltiefe Breitenvarianz	Breitenerosion Durchlässe
Sohlenstruktur	Sohlenverbau Substratdiversität	Sohlensubstrat Besond. Sohlenstrukturen
Uferstruktur	Uferbewuchs Uferverbau	Besondere Uferstrukturen
Gewässerumfeld	Gewässerrandstreifen	Flächennutzung Schädl. Umfeldstrukturen

Die Analyse ergab folgende Ergebnisse:

- Hauptparameter 'Laufentwicklung':

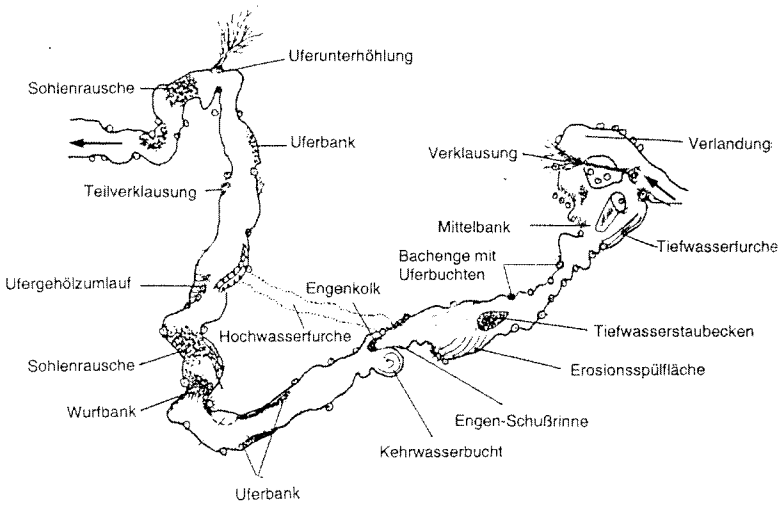
Fast alle Fließgewässer haben von Natur aus einen mehr oder weniger intensiv gekrümmten Gewässerlauf (Ausnahmen sind Kerb- und Klammtalgewässer). Unter Berücksichtigung der gewässertypenspezifischen Merkmalsausprägungen des Beispielparameters 'Laufkrümmung' sind in Hessen an etwa 63 % der Gewässer naturferne Verhältnisse (Strukturgüteklasse 5 und schlechter) anzutreffen. 19 % der Gewässer werden dabei sogar als 'geradlinig' eingestuft. Ein naturferner, ggf. begradigter Gewässerlauf ist ein übergeordneter Schadparameter, da sich kein natürliches Gleichgewicht von Erosion und Sedimentation mehr einstellen kann und die damit verbundene Laufverkürzung eine Erhöhung des Gefälles bedeutet. Viele Gewässer reagieren auf die dadurch zwangsläufig erhöhten Sohlenschubspannungen mit Tiefenerosion.

- Hauptparameter 'Längsprofil'

Das Längsprofil natürlicher Fließgewässer wird durch eine naturraumtypische Vielfalt unterschiedlichster Strömungsbilder und Formelemente und eine lineare Gewässerdurchgängigkeit charakterisiert (Abbildung 5.3-2). Ohne die Gewässerdurchgängigkeit können die notwendigen und vielfältigen stofflichen und biologischen

Austauschprozesse im Gewässer nicht stattfinden. Die aktuellen Zahlen für Hessen zeigen jedoch, dass an gut 51 % der untersuchten Gewässerabschnitte 'keine' oder nur eine 'geringe' Strömungsdiversität vorzufinden ist und dass mehr als 64 % der Gewässerabschnitte 'keine' oder nur eine 'geringe' Tiefenvarianz aufweisen. Diese Ergebnisse verdeutlichen die heutige Strukturarmut im Gewässerlängsprofil. Die Gewässerdurchgängigkeit ist an fast 8 % der kartierten Gewässerabschnitte durch Querbauwerke (Schwellen, Abstürze und Wehre) und an mehr als 7 % der Gewässerabschnitte durch Verrohrungen be- bzw. verhindert. Nur an 1,7 % der Gewässer konnten Querbauwerke kartiert werden, an denen die Durchgängigkeit in Form von Rampen oder Aufstiegshilfen zumindest teilweise wieder hergestellt sind. Dabei ist zu bedenken, dass sich eine verhinderte Durchgängigkeit sowohl weit gewässerauf- als auch -abwärts auswirkt, so dass teilweise mit nur einem Querbauwerk am Gewässerunterlauf die Wander- und Kompensationsbewegungen der aquatischen Fauna (Fische und Benthos) für ein komplettes Gewässersystem verhindert werden.

Abbildung 5.3-2: Typische Formelemente eines Auebachs (Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, 1999)

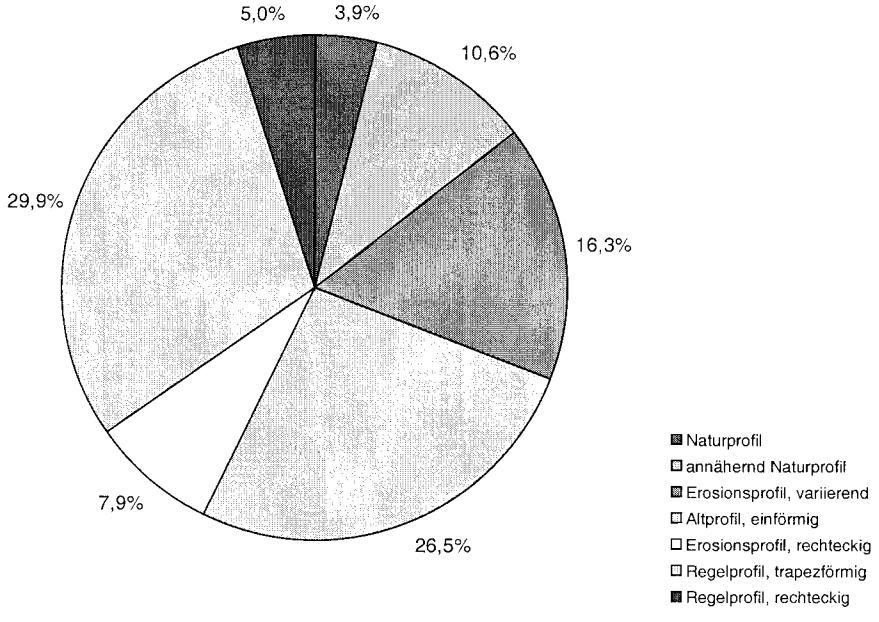


- Hauptparameter 'Querprofil'

Die naturraumtypischen Querprofile eines natürlichen Gewässerlaufes werden beständig durch die Gewässerdynamik (Erosion und Sedimentation) variiert und präsentieren sich – in Abhängigkeit vom Naturraum und vom Uferbewuchs - als ein mehr oder weniger ausgeprägter Wechsel von Prall- und Gleitufern sowie Furten (Patt et al., 1998). Bzgl. des Beispielindikators "Profiltyp" wurden an fast 38 % der hessischen Fließgewässer ein völlig unnatürliches, anthropogenes Regelprofil festgestellt (Abbildung 5.3-3). Diese Regelprofile weisen eine künstlich festgelegte Geometrie (meist trapezförmig oder rechteckig) auf und werden durch intensive

Unterhaltungs- oder Verbaumaßnahmen in ihrer Form gehalten. Bzgl. der Profiltiefe werden mehr als 65 % der Gewässerabschnitte mit der Merkmalausprägung 'tief' bis 'sehr tief' beschrieben, was einem Tiefen-/Breitenverhältnis von größer 1:4 entspricht. Diese unnatürlichen Profiltiefen sind Indikatoren für massive Sohlenerosionsprobleme. Außerdem weisen ca. 19 % der Gewässer 'keine' und ca. 41 % nur eine 'geringe' Breitenvarianz auf. Die festgelegten, technischen Regelprofile lassen keinerlei Entwicklung der wichtigen aquatischen-terrestischen Lebensräume zwischen Gewässer und Ufer zu. Durch die Sohlenerosion kommt es zu einem übermäßigen Sedimentaustrag und zu einer flächenhaften Absenkung der mittleren Höhenlage des Sohlenniveaus. Die Wasserspiegellage sinkt ebenso wie der Grundwasserspiegel ab und das Gewässer verliert seinen natürlichen Kontakt mit der Aue. Dies bedeutet, dass die Gewässeraue immer seltener überschwemmt wird und langfristig mit ihrer einmaligen Artenvielfalt auszutrocknen bzw. auszusterben droht. Zudem wird dadurch das Retentionsvermögen des Gewässers vermindert und damit die Hochwassergefahr für die Unterlieger erhöht.

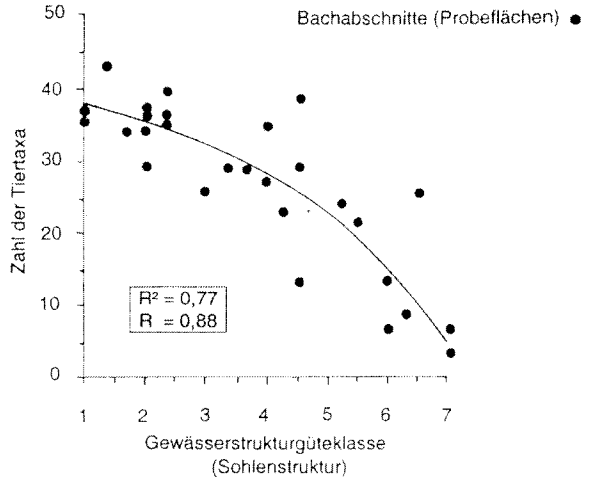
Abbildung 5.3-3: Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung in Hessen für den Einzelparameter 'Profiltyp'



- Hauptparameter 'Sohlenstruktur'

Die vielfältigen Sohlenstrukturen in einem natürlichen Fließgewässer werden durch die unterschiedlichen Korndurchmesser des Sohlenmaterials, das Fließverhalten und die Transportkapazität des Gewässers im jeweiligen Naturraum bestimmt. Entsprechend den Kartierergebnissen weisen mehr als 27 % der hessischen Gewässer keine natürliche Gewässersohle auf. Steinschüttungen und Massivsohlen, teilweise sogar ohne Sedimentauflage fixieren und uniformieren die ursprünglich dynamischen Sohlstrukturen. Für den Beispielparameter Substratdiversität gilt, dass gut 17 % der Gewässerabschnitte mit der Merkmalsausprägung 'keine' und mehr als 37 % der Abschnitte mit 'gering' beschrieben werden. Die Gewässersohle ist der Lebensraum und die Brutstätte unzähliger aquatischer Organismen. Eine intakte und natürliche Sohlenstruktur korreliert daher direkt mit der naturraumtypischen Artenvielfalt der aquatischen Biozönose (s. Abbildung 5.3-4). Es ist daher leicht abzuleiten, dass diese 'Habitatsparameter' neben mangelnder Wasserqualität den maßgeblichen Defizitfaktor einer natürlichen aquatischen Biozönose darstellen.

Abbildung 5.3-4: Korrelation der Taxazahl des Makrozoobenthos mit der Sohlenstruktur (verändert nach Haybach, 1995, in Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, 1999)



- Hauptparameter 'Uferstruktur'

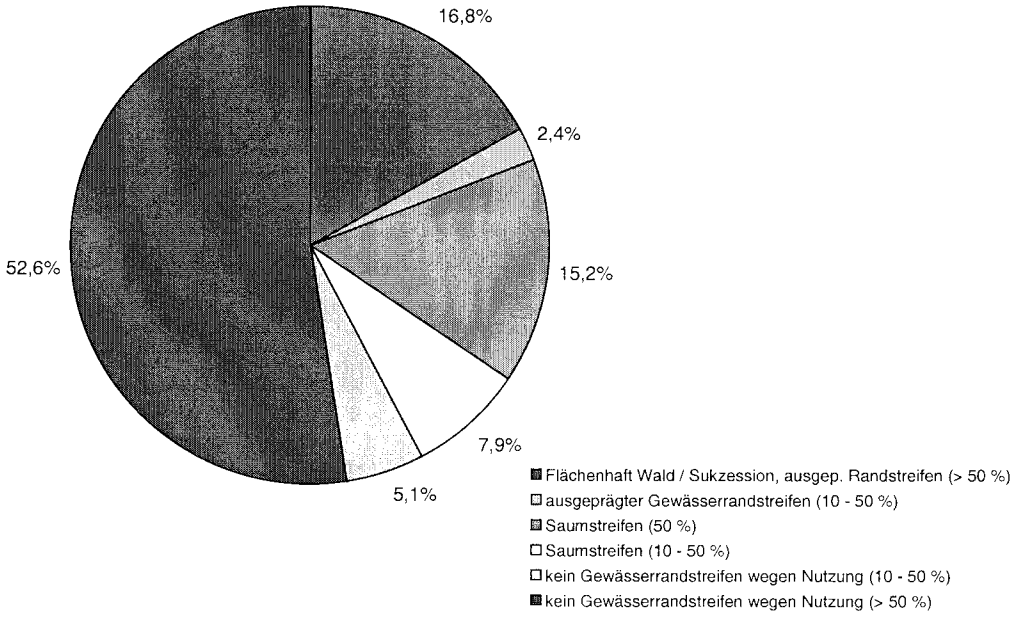
In natürlichen Gewässerabschnitten unterliegen die Uferstrukturen der natürlichen Gewässerdynamik und hängen im wesentlichen von den Eigenschaften des Ufersubstrates, der Ufervegetation und der hydraulischen Uferbeanspruchung ab. Natürlicher und bodenständiger Uferbewuchs stellt sowohl für aquatische als auch für

terrestrische Lebewesen einen wichtigen Lebens- und Rückzugsraum dar und dient der Beschattung der Fließgewässer in den Sommermonaten, so dass die Wasserqualität und die aquatische Biozönose nicht durch erhöhte Wassertemperaturen nachteilig beeinträchtig werden. Außerdem gilt der Eintrag von Totholz aus der Ufervegetation als wichtiger Strukturenbildner. Der Uferbewuchs ist außerdem wichtiger Puffer für Nähr- und Schadstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Flächen in die Fließgewässer. Gemäß den Kartierergebnissen weisen mehr als 36 % der Gewässerabschnitte in Hessen keinerlei Ufergehölz auf. An 10 % der Gewässer sind Ufergehölze kartiert, die als nicht bodenständig anzusehen und somit aus ökologischer Sichtweise negativ zu bewerten sind. An fast 36 % der hessischen Gewässerabschnitte ist außerdem ein Uferverbau vorzufinden, durch den die dynamische Gewässerentwicklung und somit die Ausbildung naturraumtypischer Gewässerstrukturen stark behindert wird.

- Hauptparameter 'Gewässerumfeld'

Ein hoher Natürlichkeitsgrad eines Fließgewässersystems wird durch vielfältige Beziehungen und Rückkopplungen zu seinem Gewässerumfeld und seinen Auen geprägt. 53 % der kartierten Gewässerabschnitte in Hessen besitzen auf Grund direkt am Gewässer beginnender Nutzung (bspw. auch Landwirtschaft) keinerlei Gewässerrandstreifen. Für diese Gewässer besteht auf Grund der fehlenden Entwicklungsflächen keinerlei Chance für eine naturnahe Gewässer- bzw. Laufentwicklung. Dem Fließgewässer fehlt damit wichtiger Retentionsraum, der im Hochwasserfall die hydraulische Belastung der Gewässersohle verhindern könnte. Außerdem ist die Gestaltung des Gewässerumfeldes maßgeblich verantwortlich für den Grad der diffusen Stoffeinträge in die Gewässer aus dem Bereich der unmittelbar angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen.

Abbildung 5.3-5: Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung in Hessen für den Einzelparameter 'Gewässerrandstreifen'



Aufgrund der sehr komplexen Wirkungszusammenhänge im Bereich der Gewässerstrukturen sind die einzelnen Defizitparameter eng miteinander verknüpft. Übergeordnete Strukturdefizite wie bspw. eine naturferne Laufentwicklung begründen u.a. untergeordnete Strukturdefizite in den Bereichen Gewässerlängs- und –querprofil. In einem geradlinigen und im Regelprofil modellierten Gewässerlauf existiert z.B. keine natürliche Gewässerdynamik mehr, in deren Folge sich dann auch keine natürlichen Sohlenstrukturen entwickeln bzw. etablieren können. Tabelle 5.3-2 zeigt eine grobe Zuordnung der übergeordneten und untergeordneten Strukturdefizite. Häufig treten deshalb Defizitparameter in Kombination auf. Die Analysen für Hessen belegen bspw., dass bei einer Vielzahl der kartierten Gewässerabschnitte technische Regelprofile in Kombination mit Ufer-/Sohlenverbau oder unzureichende Gewässerrandstreifen in Verbindung mit fehlenden bzw. naturraumuntypischen Ufergehölzen vorhanden sind.

Tabelle 5.3-2: Übergeordnete und untergeordnete (abhängige) Strukturdefizite bzw. - parameter

Übergeordnete Schadstruktur	**Resultierende Defizitbereiche**	
	direkt	**untergeordnet**
Anthropogene, hydraulische Belastung	Gewässerumfeld	Laufentwicklung, Querprofil, Längsprofil, Uferstruktur, Sohlstruktur
Naturferner Gewässerlauf	Laufentwicklung	Querprofil, Längsprofil, Uferstruktur, Sohlstruktur
Tiefenerosion	Querprofil	Längsprofil, Uferstruktur, Sohlstruktur
Technisches Regelprofil	Querprofil	Längsprofil, Uferstruktur, Sohlstruktur
Uferverbau	Uferstruktur	Sohlstruktur
Gestörte Durchgängigkeit	Längsprofil	Sohlstruktur
Fehlender Gewässerrandstreifen	Gewässerumfeld	-
Sohlenverbau	Sohlstruktur	-

Insgesamt zeigen die Ergebnisse in Hessen, dass der Nutzungsdruck in unserer heutigen Kulturlandschaft nur noch wenig Raum für eine weitgehend unabhängige Gewässerentwicklung bzw. –dynamik lässt. Die Gewässerstrukturgüte in den urbanen Siedlungsbereichen ist dabei noch deutlich schlechter zu beurteilen als in den Bereichen der freien Landschaft (vgl. Abbildung 5.3-6 und 5.3-7). Dieser Zustand ist das Ergebnis eines sehr nutzungsorientierten Gewässerausbaus.

Abbildung 5.3-6: Verteilung der Gewässerstrukturgüte in Hessen –Siedlungsbereiche

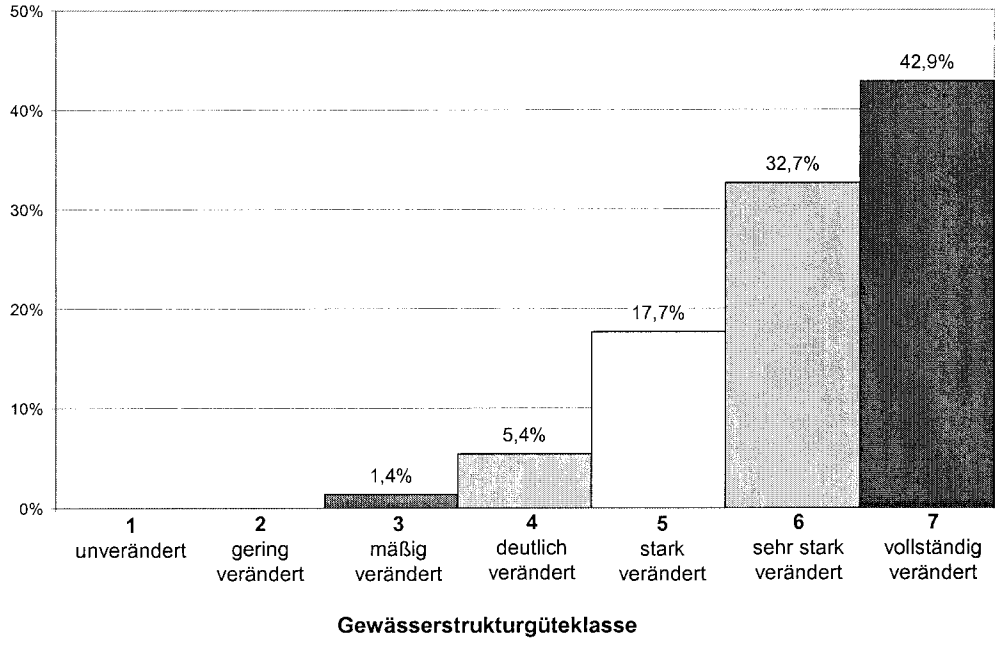
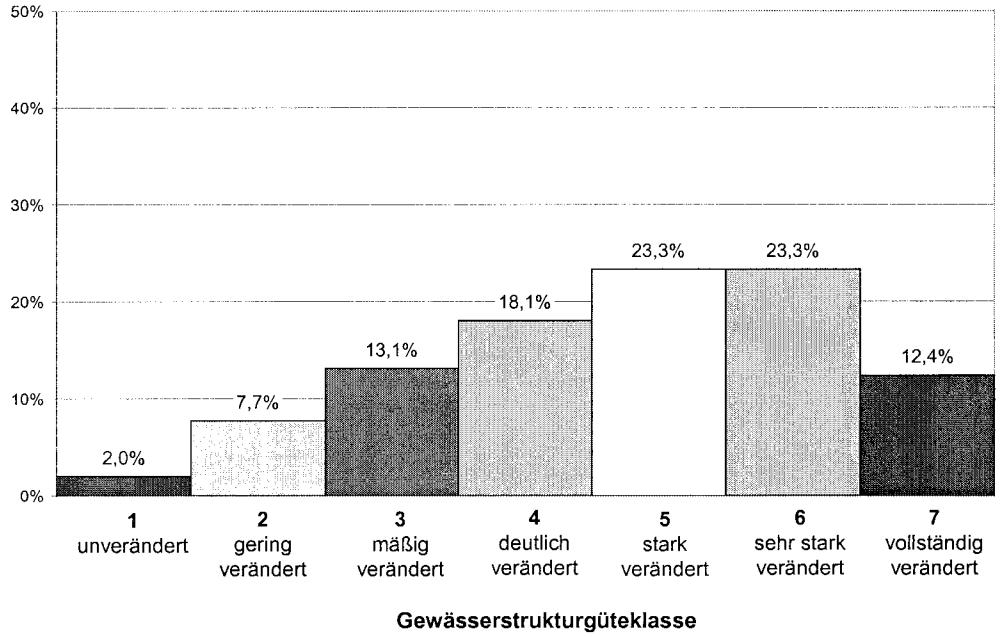


Abbildung 5.3-7: Verteilung der Gewässerstrukturgüte in Hessen – freie Landschaft



Zunächst durch Druck von Seiten der Landwirtschaft und später dann vermehrt durch neue Siedlungs- und Verkehrswegeprojekte sowie deren Ansprüche an den Hochwasserschutz sind ehemals natürliche Fließgewässer einem systematischen Gewässerausbau unterzogen worden. Der Ausbauzustand dieser Gewässer hatte meist zum Ziel, einen sicheren, schnellen und geradlinigen Abfluss herzustellen, um somit vermehrt gewässernahe Flächen einer Nutzung zuführen zu können. Um diesen Funktionszustand dauerhaft zu gewährleisten, unterliegen zudem viele Gewässer einer intensiven Gewässerunterhaltung, die eventuell durch Gewässerdynamik entstandene Abweichungen vom Planungszustand korrigiert.

Überwiegende Teile der heutigen Fließgewässerlandschaft haben dadurch ihre natürliche Form- und Strukturvielfalt verloren und weisen einen gestreckten Gewässerlauf sowie durch Ufer- und Sohlenverbau gesicherte Regelprofile auf. An ungesicherten Gewässerläufen kommt es in Verbindung mit der konsequenten Hochwasserfreilegung der Gewässerauen oft zu überhöhten Sohlschleppkräften, die dann häufig zur Sohlenerosion und Eintiefung der Gewässer führen. Dies bedeutet zusammengefasst, dass an einer Vielzahl unserer Gewässer die natürliche Mannigfaltigkeit der Lebensräume verschwunden, die Dynamik der Wasserführung vereinheitlicht, die natürliche Durchgängigkeit unterbrochen und die dynamische Einheit von Fluss und Aue massiv eingeschränkt ist. Doch gerade die natürliche Dynamik und Strukturvielfalt ist ein wesentliches Kennzeichen ökologisch intakter Fließgewässer. Nur wenn klein- und großräumig eine große Anzahl unterschiedlicher Strukturen vorhanden ist, kann sich die besonders artenreiche Tier- und Pflanzenwelt der Fließgewässer ansiedeln und entwickeln. Folglich ist als ökologische Konsequenz der unzureichenden Gewässerstrukturen vielerorts eine Verarmung des ursprünglichen Artenbestandes sowie eine Verschiebung des Artenspektrums an Gewässern festzustellen. Zudem sind durch mangelhafte Gewässerstrukturen teilweise auch negative Auswirkungen auf die Wasserqualität zu beobachten.

Auf Grundlage der Analysen können folgende Punkte als Hauptdefizite im Bereich der Gewässerstrukturgüte zusammengefasst werden:

- **naturferner, oft begradigter Gewässerlauf,**
- **Sohlenerosion,**
- **technisches Regelprofil ggf. mit Ufer- und / oder Sohlenverbau,**
- **gestörte Gewässerdurchgängigkeit (Wehre, Abstürze, Verrohrungen) und**
- **fehlender bzw. naturraumuntypischer Uferbewuchs und unzureichende Gewässerrandstreifen.**

5.4 Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte

Maßnahmen zur Wiederherstellung der natürlichen morphologischen Gewässerstrukturen müssen auf der Grundlage der naturraumtypischen Verhältnisse (Morphologie, Hydrologie und Biologie) eines Gewässers konzipiert werden. Dabei müssen jedoch zusätzlich bestehende Restriktionen (bspw. Schifffahrt, Wasserkraftnutzung, Hochwasserschutz, verfügbare Flächen) berücksichtigt werden.

5.4.1 Grundprinzipien der Gewässerrenaturierung

Zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte sind in Abhängigkeit der gewässerspezifischen Defizitsituationen unterschiedlichste Renaturierungsansätze denkbar. Neben dem allgemeinen Grundsatz der Auswahl möglichst effizienter Maßnahmen sind bei jeder Gewässerrenaturierung folgende **Grundprinzipien** zu beachten (vgl. z.B. HMULF, 1999a):

Prinzip der Ganzheitlichkeit

- Betrachtung des gesamten Einzugsgebietes unter Berücksichtigung der naturräumlichen Verhältnisse und der gesellschaftspolitischen Restriktionen
- Betrachtung von Gewässer, Ufer, Randstreifen und Aue als Einheit
- Problemfelder- sowie fach- und behördenübergreifende Planung
- Öffentlichkeitsbeteiligung

Nutzung der Eigendynamik

- Gewässerentwicklung vor Gewässerumgestaltung
- Gewässerrandstreifen als Basis einer naturraumtypischen Gewässerentwicklung
- Unterstützung natürlicher Prozesse durch eine modifizierte, bedarfsorientierte Gewässerunterhaltung

Prinzip des Synergismus

- Vorrangige Umsetzung von Maßnahmen, die gleichzeitig Verbesserungen in verschiedenen Problemfeldern bewirken.

  Beispiel: Verminderung diffuser Stoffeinträge durch naturraumtypische Gewässerrandstreifen, Verbesserung des Hochwasserschutzes durch Gewässerbettaufweitung und Aufwertung des Landschaftsbildes durch einen natürlichen Gewässerlauf.

Prinzip des ökologischen Minimums

- In der Planungsumsetzung müssen diejenigen Defizite, deren Beseitigung die Voraussetzung für die Behebung anderer Defizite ist, als übergeordnet angesehen und unbedingt zuerst angegangen werden.

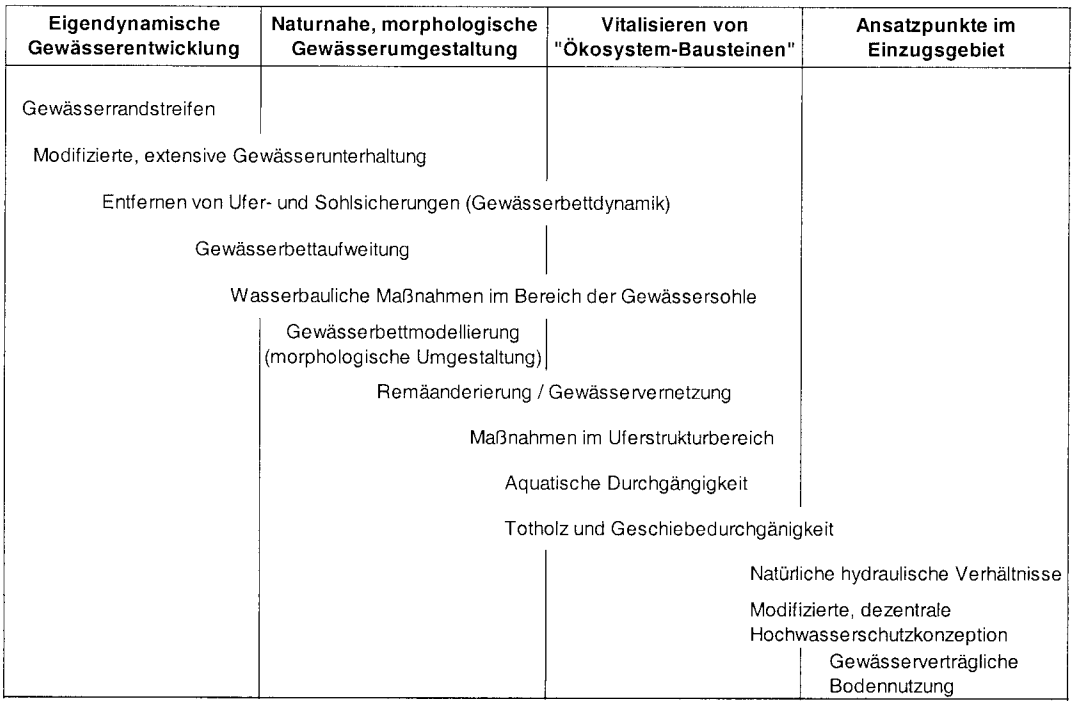
  Beispiel: An Gewässerabschnitten, die den übergeordneten Defizitparameter 'Sohlenerosion' aufweisen, kann auf Grund der unnatürlich hohen Schleppkräfte

keine nachhaltige Entwicklung des Längsprofils mit einer naturgemäßen Furten- und Bankabfolge sowie keine naturraumtypische Ausprägung der Ufer- und Sohlstrukturen entstehen. Erst durch ein Beheben des übergeordneten Defizits kann die dauerhafte und naturraumtypische Entwicklung der untergeordneten Strukturparameter beginnen.

5.4.2 Festlegung möglicher Renaturierungsansätze

Initiativen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte sind ursachenspezifisch in unterschiedlichen Bereichen zu ergreifen. Nach den Angaben der Fachliteratur (DVWK-Merkblätter, 1996; Gunkel, 1996; Patt et. al., 1998; Tönsmann, 1996) und den Arbeiten im Rahmen des "Maßnahmenplans nachhaltige Wasserwirtschaft" (Böhm et al., 1999) können die in Abbildung 5.4-1 dargestellten (Einzel-) Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte ergriffen werden.

Abbildung 5.4-1: Übersicht möglicher (Einzel-) Maßnahmen und Zuordnung zu einer übergeordneten Renaturierungsmethodik



Die Grundvoraussetzung zur Entwicklung naturraumtypischer Gewässerstrukturen stellen ausreichende Flächen bspw. in Form von Gewässerrandstreifen dar, in denen sich die natürliche Gewässerdynamik im Rahmen der zu beachtenden Restriktionen frei entfalten kann. Lässt sich dieser Ansatz aufgrund zu weitreichender Restriktionen (bspw. Objektschutz in Siedlungsbereichen, Hochwasserschutz, Wasserkraftnutzung, Belange der Schifffahrt u.a.) nicht verwirklichen, können fehlende Gewäs-

serstrukturen auch "künstlich" durch eine Gewässerbettmodellierung bzw. durch Umgestaltungsmaßnahmen im Ufer- und Sohlenbereich hergestellt werden. In diesem Fall werden entsprechende Sicherungsmaßnahmen (z.B. Steinschüttungen oder Lebendverbau) zum Objektschutz eingebaut. Nachhaltige Verbesserungen im Gewässerlängsprofil lassen sich trotz Restriktionen und intensiver Gewässernutzung mit Maßnahmen zur Herstellung des natürlichen Gewässerkontinuums erreichen. Auf weitergehende Maßnahmen im Bereich des Gewässerumfeldes bspw. zur Verringerung der hydraulischen Belastung von Gewässern wird im Weiteren nicht näher eingegangen. Entsprechende Maßnahmen für Siedlungsgebiete werden stattdessen zumindest teilweise im Kapitel zur kommunalen Siedlungswasserwirtschaft aufgegriffen (Entsiegelung von Flächen, Regenwasserversickerung).

Methodisch ist zu beachten, dass viele der in Abbildung 5.4-1 aufgezählten (Einzel-) Maßnahmen nur im Verbund und in Kopplung mit anderen Maßnahmen (voll) wirksam sind. Eine Maßnahme zur Laufentwicklung (z.B. Bereitstellen von Gewässerrandstreifen) kann nicht wirkungsvoll eingesetzt werden, wenn nicht gleichzeitig Maßnahmen zur Unterstützung bzw. Ermöglichung einer Laufentwicklung getroffen werden (z.B. Extensivieren der Gewässerunterhaltung oder Entfernen von Ufer- und Sohlsicherungen). Allerdings sind die (Einzel-) Maßnahmen nicht beliebig kombinierbar und in ihrer Wirkungsweise in der Regel nicht additiv anzusehen. Die Defizite, deren Beseitigung die Voraussetzung für die Behebung anderer Defizite ist, sind als übergeordnet anzusehen und müssen für eine nachhaltige Verbesserung zuerst angegangen werden.

Auf Grundlage der Defizitanalyse wurden deshalb in Abhängigkeit der gewässerspezifischen Randbedingungen folgende Renaturierungsansätze, die sich jeweils aus verschiedenen Einzel- und Teilmaßnahmen zusammensetzen, zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte festgelegt:

- **Gewässerbettmodellierung (Morphologische Gewässerumgestaltung),**
- **dynamische Gewässerentwicklung mit unterstützenden wasserbaulichen Maßnahmen,**
- **eigendynamische Gewässerentwicklung durch modifizierte, extensive Gewässerunterhaltung,**
- **Gewässerbettaufweitung (Ausbildung einer Sekundäraue),**
- **lineare Sohlenanhebung,**
- **Herstellen der linearen Gewässerdurchgängigkeit,**
- **Verbesserung der Ufer- und Sohlenstrukturen.**

5.4.3 Definition und Beschreibung der Renaturierungsansätze

- **Gewässerbettmodellierung (Morphologische Umgestaltung)**

Durch morphologische Umgestaltungsmaßnahmen können umfassende Strukturdefizite, wie bspw. auch die Laufentwicklung eines Gewässers, zeitnah in einen naturnahen Zustand gebracht werden. Mit Hilfe von Erdbaumaßnahmen wird die Linienführung sowie das Längs- und Querprofil des Gewässers naturraumtypisch modelliert. Die Planungsgrundlage der Gewässerbettmodellierung stellt der potenziell natürliche Gewässerzustand dar, der sich anhand von Typisierungsschemata und der Analyse von Referenzgewässern sowie in historischem Kartenmaterial erkennen lässt. Im Zuge der Umgestaltungsmaßnahmen werden wenn möglich ehemalige Altarme und Flutmulden wieder aktiviert. Bei der Modellierung der Ufer- und Sohlstrukturen sollte die Planung zurückhaltend sein und wirklich nur auf naturraumtypische Strukturen zurückgreifen. Nach der Umgestaltung ist es unbedingt notwendig, dem Gewässer gewisse Anpassungs- und Entwicklungszeiten zu gewähren und es nicht sofort durch intensiven Uferverbau und Pflanzmaßnahmen in sein neues "künstliches" Gewässerbett zentimetergenau festzulegen. Aufgrund des massiven Eingriffes in die Natur sollte eine solch umfangreiche Umgestaltungsmaßnahme nur in Betracht gezogen werden, wenn die Restriktionen im Gewässerumfeld und eine schwach ausgeprägte Gewässerdynamik keine alternative Gewässerentwicklung zulassen.

Einzel- und Teilmaßnahmen des Renaturierungsansatzes:
▪ Erdbauarbeiten zur Modellierung des Gewässerlaufes und –bettes sowie ggf. Reaktivierung von Altarmen und Flutmulden
▪ Grunderwerb von Umgestaltungsflächen (Gewässerrandstreifen)
▪ Entfernen von massivem Ufer- und Sohlenverbau
▪ Unterstützende wasserbauliche Maßnahmen bspw. Störsteine, Substratschüttungen, Totholz, Grundschwellen, Sohlgleiten
▪ Notwendige Ufersicherungen durch ingenieur-biologische Bauweisen
▪ Naturraumtypische Pflanzungen
▪ Bedarfsorientierte Gewässerunterhaltung

- **Dynamische Gewässerentwicklung mit unterstützenden wasserbaulichen Maßnahmen**

Entwicklungsfreudige Fließgewässer, die eine große Abflussdynamik und ein intaktes Einzugsgebiet aufweisen, können durch eine dynamische Gewässerentwicklung naturraumtypische Ufer- und Sohlstrukturen ausbilden sowie langfristig wieder ihre natürliche Laufform erreichen. Um die zielgerichtete, dynamische Gewässer-

entwicklung zu ermöglichen, müssen vorhandene massive Uferverbauten entfernt sowie hydraulisch wirksame Einbauten ins Gewässer eingebracht werden. Die wasserbaulichen Maßnahmen wie bspw. Störsteine, Buhnen oder Totholzkonstruktionen lenken die Strömung gezielt auf eine Uferseite und können somit Krümmungserosion und eine Laufentwicklung initiieren. Die Bauweise und Materialien der Einbauten sollten natürlicherweise auch im Gewässer vorkommen können. Im Rahmen der Maßnahmen werden nur Grobstrukturen vorgegeben, die im Laufe der Zeit durch die dynamische Gewässerentwicklung vollendet werden. Voraussetzung für eine dynamische Gewässerentwicklung ist ungefähr eine Renaturierungsstrecke von mindestens 500 m, ausreichende Gewässerrandstreifen, auf denen auch Laufentwicklung möglich ist und eine Gewässerunterhaltung, die nur bedarfsorientiert und objektsichernd eingreift. Für eine erfolgreiche Umsetzung der Maßnahmen muss in der Planungsphase eine genaue Analyse der Randbedingungen des Gewässers und des Einzugsgebietes erfolgen.

Einzel- und Teilmaßnahmen des Renaturierungsansatzes:
▪ Unterstützende wasserbauliche Maßnahmen bspw. Störsteine, Buhnen, Totholz, Grundschwellen, Substratschüttungen
▪ Grunderwerb von Gewässerrandstreifen zur Gewässerentwicklung
▪ Entfernen von massivem Ufer- und eventuell Sohlenverbau
▪ Notwendige Ufersicherungen durch ingenieur-biologische Bauweisen
▪ Naturraumtypische Pflanzungen
▪ Modifizierte, bedarfsorientierte Gewässerunterhaltung

- **Eigendynamische Gewässerentwicklung durch modifizierte, extensive Gewässerunterhaltung**

Entwicklungsfreudige Fließgewässer, die keine tiefgreifenden Strukturschäden aufweisen, d.h. bspw. nicht in einem befestigten Regelprofil kanalisiert sind, können durch eine eigendynamische Gewässerentwicklung auf Basis einer modifizierten, extensiven Gewässerunterhaltung renaturiert werden. Voraussetzung sind ausreichende Gewässerrandstreifen an beiden Uferseiten und eine dynamische Renaturierungsstrecke von ca. mindestens 500 m. In der extensiven Gewässerunterhaltung wird weitgehend auf folgende Punkte der intensiven Unterhaltung verzichtet:

- Gewässerräumung zur Vorflutererhaltung,
- Erneuerung von Verbau, Uferabbrüchen und Kolken,
- regelmäßiges Schneiden und Auf-den-Stock-setzen von Ufergehölzen.

Notwendige Unterhaltungsmaßnahmen zur Sicherung des Hochwasserabflusses werden strukturunterstützend geplant sowie punktuell und nur bedarfsorientiert eingesetzt. Totholz wird (soweit möglich) als Strukturbildner im Gewässerbett belassen. Auf Grund der eingeschränkten, extensiven und nur punktuellen Unterhaltungsmaßnahmen können Unterhaltungswege teilweise aufgegeben und der Gewässerentwicklungsfläche zugeschlagen werden.

Einzel- und Teilmaßnahmen des Renaturierungsansatzes:
▪ Grunderwerb von Gewässerrandstreifen zur Gewässerentwicklung
▪ Modifizierte, extensive Gewässerunterhaltung

- **Gewässerbettaufweitung**

Durch eine richtig dimensionierte Gewässerbettaufweitung und die daraus folgende Entwicklung von Gewässerstrukturen und Sekundärauen können uniformierte Regelprofilgewässer dynamisch renaturiert werden. Mit Hilfe der Aufweitung (ein- oder beidseitig) wird dem Gewässer auf einem tieferen Niveau die Möglichkeit zu einer naturraumähnlichen Gewässerentwicklung gegeben. In dem aufgeweiteten Querprofil reduziert sich die Sohlschubspannung und Geschiebematerial kann abgelagert werden. In der weiteren Entwicklung können Längsbänke entstehen und aus der daraus resultierenden Strömungsumlenkung die Möglichkeit einer eingeschränkten Laufentwicklung, die zur Reduzierung des linearen Gefälles führt. Langfristig wird sich ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Sedimentation und Weitertransport mit neuer Sohlenlage einstellen. Die umfassenden Entwicklungsstufen einer Gewässerbettaufweitung sind bis zum Eintreten des langfristigen Gewässergleichgewichtes stetig zu beobachten. Ggf. ist mit Hilfe von wasserbaulichen Maßnahmen korrigierend einzugreifen. Für die erfolgreiche Umsetzung der Maßnahmen muss in der Planungsphase eine genaue Analyse der Randbedingungen des Gewässers und des Einzugsgebietes erfolgen. Wird im Rahmen der Untersuchungen hydraulischer Stress, bspw. hervorgerufen durch einen Regenüberlauf, festgestellt, kommt ggf. zusätzlich der Bau eines Dämpfungsbeckens in Frage.

Einzel- und Teilmaßnahmen des Renaturierungsansatzes:
▪ Erdbauarbeiten zur Gewässerbettaufweitung
▪ Grunderwerb von Gewässerrandstreifen
▪ Entfernen von massivem Uferverbau
▪ Unterstützende wasserbauliche Maßnahmen bspw. Störsteine, Substratschüttungen, Totholz, Grundschwellen, Sohlgleiten
▪ Notwendige Ufersicherungen durch ingenieur-biologische Bauweisen
▪ Naturraumtypische Pflanzungen
▪ Modifizierte, bedarfsorientierte Gewässerunterhaltung

- **Lineare Sohlenanhebung**

Die erosionsstabile Substratschüttung wirkt bei Ausbildung einer erosionsresistenten Deckschicht gewässerbettstabilisierend und ermöglicht die Wiederherstellung eines natürlichen Sohlenniveaus. Voraussetzung einer langfristigen, stabilen Gewässerentwicklung auf dem erhöhten Sohlenniveau sind ausreichend Gewässerrandstreifen, die als Überflutungsflächen im Hochwasserfall die Strömungskraft des Gewässers vermindern und die natürliche Krümmungs- und Breitenerosion der Gewässerentwicklung erlauben. Durch eine Seitenverlagerung des Gewässers besteht jedoch immer die Gefahr einer neuerlichen Eintiefung der Gewässersohle. Das eingebaute Substrat muss bis zum Eintreten des natürlichen Gewässergleichgewichtes durch geeignete punktuelle Sicherungsmaßnahmen wie bspw. Holzpfahlreihen und Grobsubstratschüttungen vor übermäßiger Erosion geschützt werden. Für eine erfolgreiche Umsetzung der Maßnahmen muss in der Planungsphase eine genaue Analyse der Randbedingungen des Gewässers und des Einzugsgebietes erfolgen. Wird im Rahmen der Untersuchungen hydraulischer Stress, bspw. hervorgerufen durch einen Regenüberlauf festgestellt, kommt ggf. zusätzlich der Bau eines Dämpfungsbeckens in Frage.

Einzel- und Teilmaßnahmen des Renaturierungsansatzes:
▪ Erdbauarbeiten zur linearen Sohlanhebung
▪ Grunderwerb von Gewässerrandstreifen zur Gewässerentwicklung
▪ Entfernen von massivem Uferverbau
▪ Sicherungsmaßnahmen (z.B. Holzpfahlreihen) für den Substrateintrag
▪ Unterstützende wasserbauliche Maßnahmen bspw. Störsteine, Substratschüttungen, Totholz, Grundschwellen, Sohlgleiten
▪ Notwendige Ufersicherungen durch ingenieur-biologische Bauweisen
▪ Naturraumtypische Pflanzungen
▪ Modifizierte, bedarfsorientierte Gewässerunterhaltung

- **Herstellen der linearen Gewässerdurchgängigkeit**

Der Renaturierungsansatz beruht auf dem Prinzip des natürlichen Gewässerkontinuums, in dem die vielfältigen Austauschprozesse, die für ein intaktes und stabiles Ökosysteme erforderlich sind, ungehindert stattfinden können. Querbauwerke und Verrohrungen werden so umgestaltet, dass eine naturnahe Gewässerdurchgängigkeit für aquatische Lebewesen entsteht und soweit möglich der natürliche Totholz- und Geschiebetrieb gewährleistet wird. Entscheidende Verbesserungen der Gewässerstrukturgüteklasse werden nur bei umfangreichen Renaturierungsmaßnahmen (bspw. Offenlegung einer Verrohrung) erreicht. Die Minimalforderung sieht den Einbau von natürlichem Sohlensubstrat vor. Die Entfernung von Querbauwerken ist aufgrund restriktiver Randbedingungen nur in seltenen Fällen möglich und birgt die Gefahr von "Nebenwirkungen" auf die Gewässersohle (Sohlenerosion).

Einzel- und Teilmaßnahmen des Renaturierungsansatzes:
▪ Umgestaltung von Sohlabstürzen in rauhe Rampen oder Sohlgleiten
▪ Bau von Umgehungsgerinnen oder Fischaufstiegsanlagen
▪ Abriss von Querbauwerken
▪ Entfernen von Verrohrungen, ggf. Umgestaltung in eine Furt
▪ Einbau von natürlichem Substrat

- **Verbesserung der Ufer- und Sohlenstrukturen**

Maßnahmen wie bspw. strömungswirksame wasserbauliche Maßnahmen im Gewässerbett sowie kleinräumige Modellierungen von Uferstrukturen und naturraumtypische Pflanzungen bewirken Verbesserungen der Gewässerstrukturen, ohne dass Veränderungen in den makroskaligen Strukturparametern wie bspw. Laufentwicklung notwendig sind. An Gewässerabschnitten, an denen auf Grund von Restriktionen und nicht ausreichend vorhandenen Entwicklungsflächen umfassendere Maßnahmen nicht möglich sind, lässt sich so zumindest in Teilbereichen eine Verbesserung des Lebensraums Fließgewässer erwirken.

Einzel- und Teilmaßnahmen des Renaturierungsansatzes:
▪ Uferrandstreifen zur Entwicklung natürlicher Uferstrukturen
▪ Ersetzten massiver Uferverbauung durch ingenieurbiologische Maßnahmen
▪ Modellierung kleinräumiger Uferstrukturen (Buchten, Bermen, u.a.)
▪ Unterstützende wasserbauliche Maßnahmen z.B. Sohlschikanen, Störsteine, Substratschüttungen, Grundschwellen, Totholz
▪ Naturraumtypische Pflanzungen
▪ Modifizierte, bedarfsorientierte Gewässerunterhaltung

Bei der Auswahl des Renaturierungsansatzes für einen konkreten Gewässerabschnitt sind die bestehenden Defizite und die Randbedingungen (z.B. Restriktionen, Verfügbarkeit von Gewässerrandstreifen, Eigendynamik des Gewässers) zu berücksichtigen. In den Tabellen 5.4-1 und 5.4-2 sind die entsprechenden Informationen aufgelistet.

Tabelle 5.4-1: Zuordnung der Renaturierungsansätze zu den identifizierten Hauptdefiziten der Gewässerstruktur

Naturferner, (oft begradigter) Gewässerlauf
▪ Gewässerbettmodellierung (Morphologische Umgestaltung) ▪ Dynamische Gewässerentwicklung mit unterstützenden wasserbaulichen Maßnahmen ▪ Eigendynamische Gewässerentwicklung durch modifizierte, extensive Gewässerunterhaltung
Sohlenerosion
▪ Gewässerbettmodellierung (Morphologische Umgestaltung) ▪ Gewässerbettaufweitung ▪ Lineare Sohlenanhebung ▪ Verbesserung der Sohlenstrukturen ***Nicht geeignet:*** ▪ *Eigendynamische Gewässerentwicklung durch modifizierte, extensive Gewässerunterhaltung* ▪ *Dynamische Gewässerentwicklung mit unterstützenden wasserbaulichen Maßnahmen*
Technisches Regelprofil mit Ufer- und / oder Sohlenverbau
▪ Gewässerbettmodellierung (Morphologische Umgestaltung) ▪ Dynamische Gewässerentwicklung mit unterstützenden wasserbaulichen Maßnahmen ▪ Verbesserung der Ufer- und Sohlenstrukturen ***nicht geeignet:*** ▪ *Eigendynamische Gewässerentwicklung durch modifizierte, extensive Gewässerunterhaltung*
Gestörte lineare Gewässerdurchgängigkeit
▪ Herstellen der linearen Gewässerdurchgängigkeit ▪ Gewässerbettmodellierung (Morphologische Umgestaltung)
Unnatürlicher Uferbewuchs und fehlende Gewässerrandstreifen
▪ Verbesserung der Uferstrukturen ▪ Eigendynamische Gewässerentwicklung durch modifizierte, extensive Gewässerunterhaltung

Tabelle 5.4-2: Randbedingungen als Entscheidungskriterien zur Auswahl des Renaturierungsansatzes

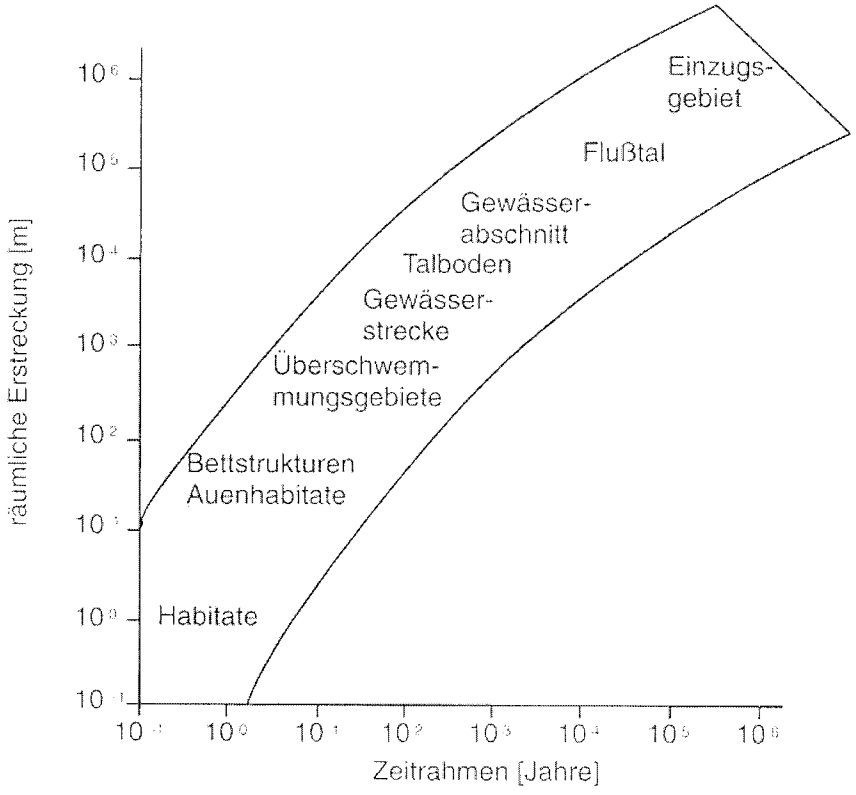
Renaturierungsansätze	Randbedingungen		
	Restriktionen*	Gewässerrand-streifen**	Gewässerei-gendynamik**
Gewässerbettmodellierung (Morphologische Gewässerumgestaltung)	✔	!	✔
Dynamische Gewässerentwicklung mit unterstützenden wasserbaulichen Maßnahmen	!	!	!
Eigendynamische Gewässerentwicklung durch modifizierte, extensive Gewässerunterhaltung	!	!	!
Gewässerbettaufweitung	✔	!	✔
Lineare Sohlenanhebung	✔	!	✔
Herstellen der linearen Gewässerdurchgängigkeit	✔	✔	✔
Verbesserung der Ufer- und Sohlenstrukturen	✔	✔	✔

* ! bedeutet, dass zur Umsetzung des Renaturierungsansatzes keine Restriktionen vorhanden sein dürfen, während mit ✔ gekennzeichnete Ansätze sehr wohl auch in Restriktionslagen ausgeführt werden können.

** ! bedeutet, dass Gewässerrandstreifen bzw. eine hohe Gewässerdynamik zur Umsetzung des Renaturierungsansatzes notwendig sind, während mit ✔ gekennzeichnete Ansätze nicht unbedingt Gewässerrandstreifen bzw. eine hohe Gewässerdynamik benötigen.

In welchen Zeiträumen sich die Gewässerstrukturen in einem geschädigten Gewässer wieder entwickeln können, hängt im Wesentlichen von der Dynamik bzw. der sogenannten Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässerabschnittes ab. Nach Kern (1994) benötigen natürliche Veränderungen der morphologischen Strukturen in größeren Gebieten (Gewässerabschnitte, Flusstäler) einen Zeitrahmen von mehreren Jahrzehnten (Abbildung 5.4-2 bzw. Tabelle 5.4-3). Die naturgemäßen Formen eines Gewässerbettes dagegen können sich bereits nach wenigen mittleren Hochwasserereignissen entwickeln, und Veränderungen in der Mikrohabitatebene stellen sich sogar in Zeitintervallen kleiner als ein Jahr ein.

Abbildung 5.4-2: Raum-Zeit-Modell der Gewässerentwicklung (Kern, 1994)



Die Geschwindigkeit morphologischer Regenerationsprozesse hängt letztlich von einer Vielzahl von Faktoren ab und ist nur schwer zu prognostizieren. Die wesentlichen Kriterien für die Einschätzung der Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässers sind (Scherle, 1999):

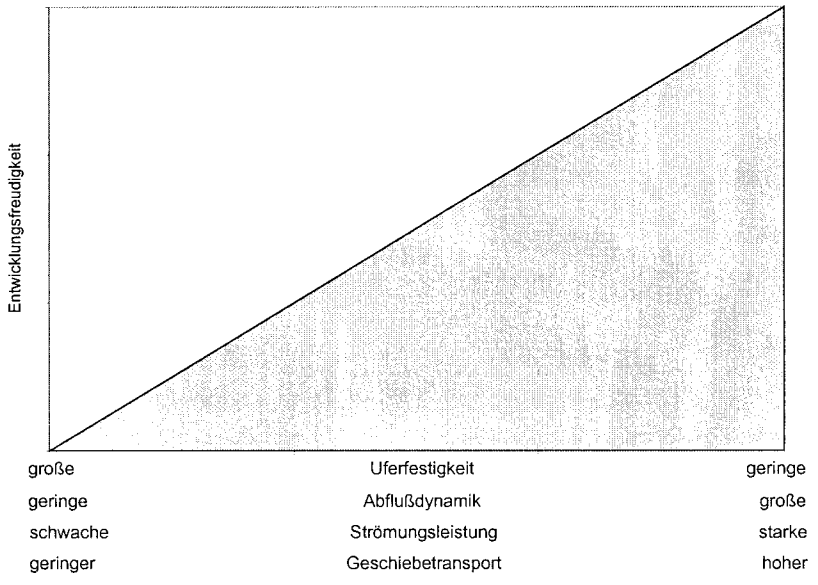
- die breitenspezifische Strömungsleistung,
- die Abflussdynamik / Überschwemmungshäufigkeit,
- die Erosionsresistenz (Festigkeit) des Ufermaterials / Uferbewuchs,
- die Intensität (Umfang) des Feststoff- bzw. Geschiebetransports.

Eine erste Einschätzung der Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässerabschnittes lässt sich anhand pauschaler Abschätzungen entsprechend Abbildung 5.4-3 herleiten.

Tabelle 5.4-3: Entwicklungsdauer von Gewässerstrukturen (verändert nach Kern (1994) und Scherle (1999))

Zu entwickelnde Strukturen	Räumliche Ausdehnung der Strukturen		Notwendige äußere Einwirkungen	Entwicklungszeiträume [Jahre]	
	bei Bächen	bei Flüssen		von Bächen	von Flüssen
Laufstrukturen	50 m - 5 km	50 m - 50 km	HQ_5 - HQ_{1000}; Hangrutschungen, Treib- und Totholz oder Eisabgänge	5 -1000	5 – 1000
Uferstrukturen und Bettformen	0,5 m - 50 m	5 m - 500 m	HQ_1 - HQ_{50}; Treib- und Totholz, Uferabbrüche	0,5 - 50	5 - 500
Sohlenstrukturen	0,5 m - 50 m	5 m - 500 m	HQ_1 - HQ_{50}; Treib- und Totholz, Uferabbrüche	0,5 - 50	5 - 500
Uferbewuchs (Uferwald)	10 - 50 m	> 50 m	Wachstumsphase	30 - 500	50 - 500
Mikrostrukturen	5 cm - 5 m	5 cm - 50 m	alle Abflüsse	Wochen - 5 Jahre	Wochen - 5 Jahre

Abbildung 5.4-3: Trendabschätzung der Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässerabschnittes



5.5 Kosten-Wirksamkeitsanalysen für die Renaturierungsansätze

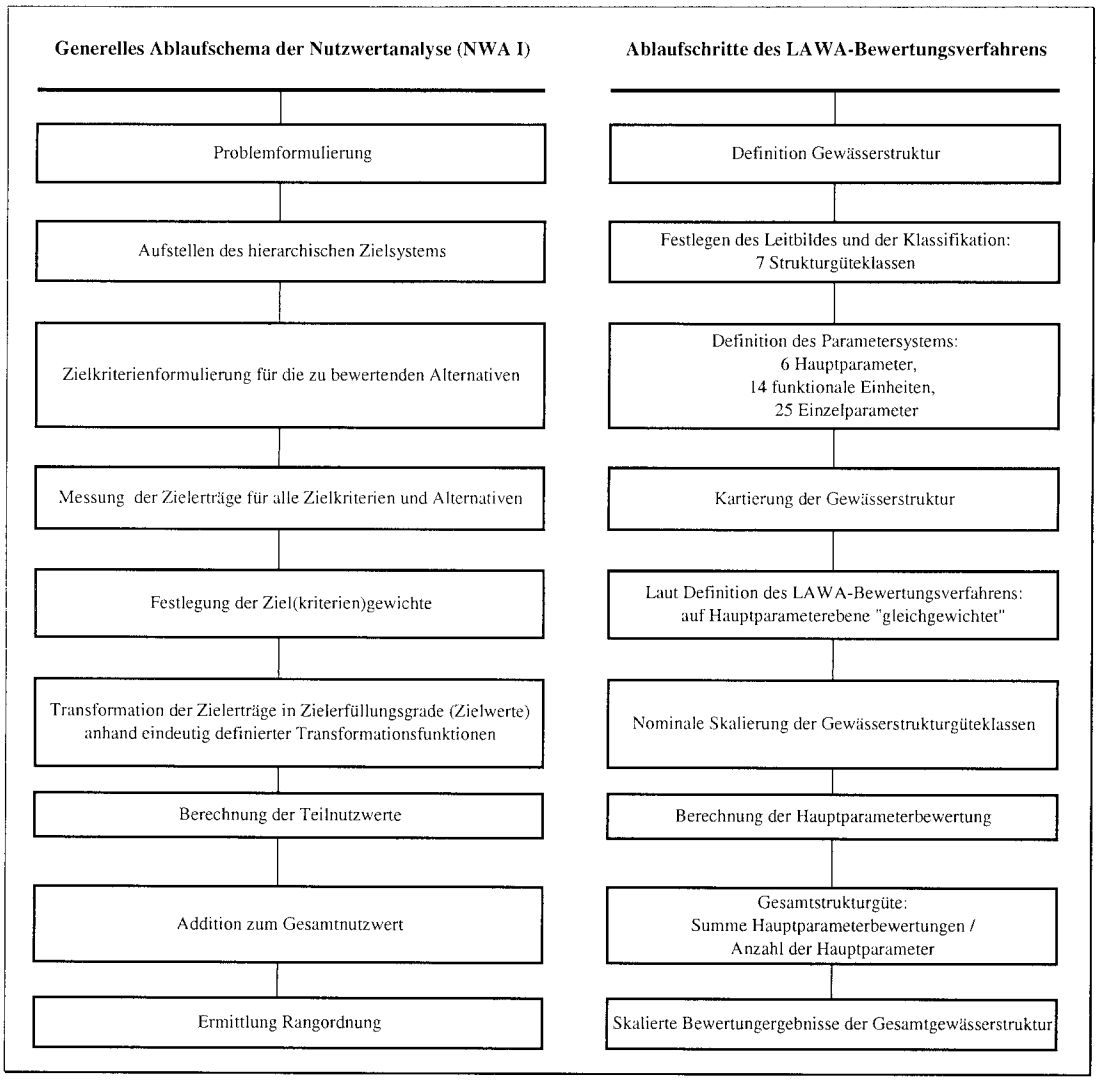
5.5.1 Erläuterungen zur Methodik

Für die Kosten-Wirksamkeitsanalyse von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur war ein entsprechender methodischer Bewertungsansatz zu erarbeiten. Insbesondere war zu klären, wie die Wirkung von Gewässerstrukturmaßnahmen bewertet werden kann, um darauf aufbauend Kosten-Wirksamkeitsanalysen durchführen zu können.

Bei der Bewertung von Verbesserungen in der Gewässerstrukturgüte sind sehr unterschiedliche Strukturelemente (z.B. im Bereich der Gewässersohle, im Uferbereich oder im Gewässerumfeld) zu bewerten und zusammenzufassen. Um mehrdimensionale und multiple Zielwerte in Wirksamkeitsanalysen einbeziehen zu können, bietet sich ein nutzwertanalytischer Ansatz an.

Wie bereits oben beschrieben wurde nach langen Vorlaufarbeiten und einer Erprobungsphase von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ein Schema zur Gewässerstrukturgüteklassifikation festgelegt und veröffentlicht (LAWA, 2000). Dieses Bewertungsverfahren entspricht in seiner Struktur einem nutzwertanalytischen Verfahren mit dem Ergebnis einer aggregierten Bewertung der Gewässerstruktur unter Berücksichtigung der verschiedenen, für Fließgewässer relevanten Strukturmerkmale (Haupt- bzw. Einzelparameter, s. Abbildung 5.5-1). Dieses Verfahren wurde bis zu seiner Verabschiedung intensiv diskutiert, erprobt und verbessert und kann somit als vollständig und weithin akzeptiert angesehen werden. Der Aufbau des Verfahrens ist vollständig transparent, und die Ergebnisse sind nachvollziehbar. Das LAWA-Bewertungsverfahren konnte deshalb als Grundlage für die Bewertung von Gewässerstruktur-Maßnahmen verwendet werden.

Abbildung 5.5-1: Vergleich des Ablaufschemas der Nutzwertanalyse (NWA I) und des LAWA-Gewässerstrukturgütebewertungsverfahrens



Die Kosten-Wirksamkeit (KW) errechnet sich somit aus dem Quotienten der zusätzlich aufzuwenden Kosten für die Renaturierungsmaßnahmen und den Veränderungen des Gewässerstrukturgütezustandes (ΔSGK) in einem angemessenen Zeitraum nach Maßnahmendurchführung.

In differenzieller Schreibweise:

$$KW = \frac{K}{\Delta SGK}$$

K = aufzuwendende Renaturierungskosten als Annuität

ΔSGK = Verbesserung der Gewässerstrukturgüte (7-stufiges LAWA-Verfahren)

Aufgrund der dynamischen Entwicklungszeiten der unterschiedlichen Gewässerstrukturen (Abbildung 5.4-2) kann man nicht davon ausgehen, dass die Verbesse-

rungen der Gewässerstrukturgüte schon kurz nach Maßnahmendurchführung abgeschlossen sind. Vielmehr stellen die unterschiedlichen Renaturierungsmaßnahmen einen Anstoß für die morphologische Regeneration der Gewässer dar. Die anschließende dynamische Entwicklung naturraumtypischer Gewässerstrukturen nimmt gewisse Zeitspannen in Anspruch, die sich nur unzureichend prognostizieren lassen. Zur vereinfachten Berücksichtigung dieser langfristigen Gewässerentwicklungsperspektiven werden im Rahmen der hier durchgeführten Kosten-Wirksamkeitsanalysen die Ergebnisse für einen kurz- bis mittelfristige Zeitrahmen (1 - 20 Jahre) sowie für eine längerfristige Tendenz (> 20 Jahre) dargestellt.

Wie in Kapitel 5.4 bereits erwähnt, ist methodisch zusätzlich darauf zu achten, dass Einzelmaßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur teilweise nicht oder nur begrenzt wirksam sind und häufig in engen Wechselwirkungen zu anderen Maßnahmen stehen. Diesem Problem wurde damit begegnet, dass die zu bewertenden Renaturierungsansätze eine Kombination bestimmter Einzelmaßnahmen darstellen, so dass eine Bewertung der Wirksamkeit möglich wird.

5.5.2 Datengrundlage

Datengrundlage für die Berechnungen sind überwiegend Renaturierungsprojekte in Hessen, die teilweise schon abgeschlossen, teilweise auch erst in Planung sind. Die Kostendaten stützen sich auf die Abschlussrechungen der Projekte oder auf die Kostenschätzungen aus den Projektanträgen bzw. auf Erfahrungswerte der Staatlichen Umweltämter. Zusätzlich wurden Daten anderer Projekte bzw. Literaturergebnisse mit einbezogen (z.B. Gunkel, 1996; Bostelmann et al., 2000; u.a.).

Für die Wirkungsdaten wurden soweit möglich Ergebnisse bereits realisierter Projekte verwendet. Allerdings sind bis dato nur sehr wenige Projekte bzgl. der Bewertung der Gewässerstrukturen nach Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen bekannt (bspw. Smukalla/Friedrich 1994; Knott, 1998; König, 2000). Aufgrund der teilweise unzureichenden Datengrundlage musste deshalb z.T. zusätzlich auf szenarienbasierte Prognosen und Schätzungen durch Behörden und Planungsbüros sowie auf Literaturergebnisse zurückgegriffen werden. Insbesondere die Renaturierungsansätze "Dynamische Gewässerentwicklung mit unterstützenden wasserbaulichen Maßnahmen" und " Eigendynamische Gewässerentwicklung durch modifizierte, extensive Gewässerunterhaltung" sind bisher nur selten durchgeführt worden, so dass für diese Ansätze zur Zeit nur unzureichend Wirkungsdaten vorliegen. Für die Wirkungsabschätzung im Rahmen der Kosten-Wirksamkeitsanalyse sind für diese beiden "dynamischen" Ansätze zusätzlich Szenarien definiert und in ihrer Wirkungsweise prognostiziert worden. Diese szenarienbasierten Prognosen ergänzen die vorhandenen Datengrundlagen. Die längerfristigen Entwicklungstendenzen für alle Beispielprojekte verstehen sich als Prognose und beruhen auf einer fachlichen Abschätzung des erkennbaren langfristigen Entwicklungspotentials sowie ei-

ner Einschätzung zur Entwicklungsfreudigkeit der betrachteten Renaturierungsstrecke.

Tabelle 5.5-1: Übersicht der Datengrundlage zur Kosten-Wirksamkeitsanalyse

Datengrundlage	
Kosten	Projektabschlussrechnungen Projektangebote Kostenschätzungen der Planer Erfahrungswerte der Behörden Literaturangaben (Gunkel, 1996; Bostelmann et al., 2000; u.a.)
Wirkung	Hessische Gewässerstrukturgütekartierung (GESIS, 2000) Erfolgskontrollen und Monitoring (Smukalla/Friedrich, 1994; Knott, 1998; König, 2000) Planungsunterlagen (Pläne, Karten, Bilddokumente) Erfahrungswerte der Behörden und Planer Literaturangaben (Patt/Städtler, 2000; Kern, 1994; Scherle, 1999) Szenarienbasierte Prognose des Entwicklungspotentials

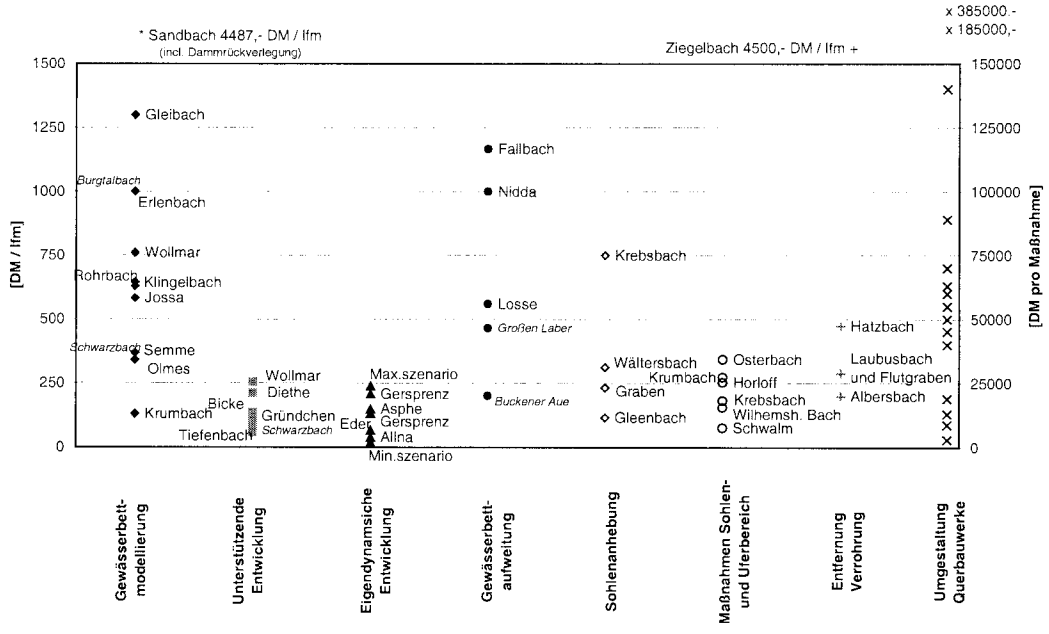
5.5.3 Aufarbeitung der Kostendaten

Im Rahmen des Forschungsvorhabens des Landes Hessen wurden die Kostendaten analysiert und den definierten Renaturierungsansätzen zugeordnet. Die für den Flächenerwerb erforderlichen Kosten wurden dabei einbezogen. Maßgebliche Preissteigerungen für Renaturierungsprojekte hat es nach entsprechenden Angaben der Genehmigungsbehörden für die Zeiträume der betrachteten Beispielprojekte nicht gegeben. Ziel der Gewässerstrukturmaßnahmen ist es, einen dauerhaften renaturierten Gewässerzustand zu erreichen, der zukünftig keine erneuten Investitionsmaßnahmen notwendig macht, d.h. eine (technische) Lebensdauer kann für Renaturierungsmaßnahmen nicht angegeben werden, und die Investitionskosten zur Gewässerrenaturierung sind als einmalig anzusehen. Für die Berechnung der Annuitäten wurde trotzdem von einer begrenzten Nutzungsdauer von 50 Jahren ausgegangen, wobei zu beachten ist, dass dieser Zeitraum eine eher ungünstige Randbedingung bedeutet.

Die Betriebs- bzw. Unterhaltungskosten der renaturierten Gewässerabschnitte liegen langfristig in der Regel unter denen der herkömmlich intensiv bewirtschafteten Gewässer (Bostelmann et al., 2000). Den Berechnungen wurde zu Grunde gelegt, dass durch die Gewässerstrukturmaßnahmen keine erhöhten Betriebskosten entstehen.

Für eine vergleichbare Kosten-Wirksamkeitsanalyse wurden die Projektkosten (Baukosten, Grunderwerb und Planung) auf die renaturierte Gewässerstrecke bezogen [DM/lfm], bzw. für Durchgängigkeitsmaßnahmen auf [DM pro Maßnahme] (Abbildung 5.5-2).

Abbildung 5.5-2: Bandbreiten der Investitionskosten von Beispielrenaturierungsprojekten in Hessen



Im Folgenden wird anhand von zwei Renaturierungsbeispielen der Berechnungsgang veranschaulicht.

Beispiel A: Renaturierungsansatz "Gewässerbettmodellierung"

Gewässertyp: Flachlandbach (Tendenz: entwicklungsträge)
Gewässerumfeld: Landwirtschaft
Hauptdefizite: Naturferner, begradigter Gewässerlauf, technisches Regelprofil, Sohlenerosion, naturraumuntypischer Uferbewuchs und fehlende Gewässerrandstreifen.
Maßnahmenbeschreibung: Soweit möglich Erwerb von 5 – 20 m breiten Gewässerrandstreifen zur abschnittsweisen Gewässeraufweitung. Abflachen der Böschungen, Einbau von Sohlgleiten und Modellierung eines naturnahen Gewässerlaufes. Aufwertung der Uferbereiche durch Anpflanzungen sowie Sukzessionsflächen.

Projektausführung:	1993/1994
Länge der Renaturierung:	3200 m
Projektkosten:	1177 TDM
--> spezifische Kosten:	377 DM/lfm
--> Annuität:	15 DM/(lfm · a)

Beispiel B: Renaturierungsansatz "Unterstützende Entwicklung"

Gewässertyp: Mittelgebirgsbach (Tendenz: entwicklungsfreudig)
Gewässerumfeld: Linke Uferseite Wiesennutzung, rechte Uferseite Siedlungsbereich
Hauptdefizite: Naturferner, begradigter Gewässerlauf, technische Ufer- und Sohlenbefestigung, fehlende Gewässerrandstreifen.
Maßnahmenbeschreibung: Dynamische Entwicklung mit unterstützenden wasserbaulichen Maßnahmen. Entfernen von massivem Steinsatz im Ufer- und Sohlenbereich (linksseitig), Material zum Bau von Strömungsumlenkern und Querriegeln (als Grundschwelle zur Sohlensicherung), Verlegung eines Wirtschaftsweges, z.T. Grunderwerb zur Ausweisung von Gewässerrandstreifen (linke Uferseite).

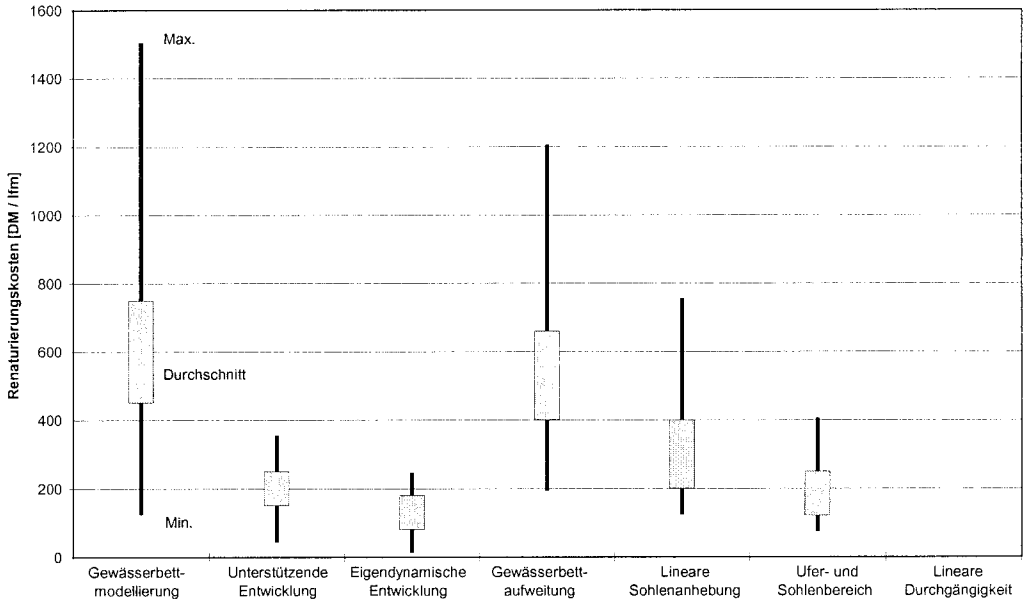
Projektausführung:	1999
Länge der Renaturierung:	250 m (1. Bauabschnitt)
Projektkosten:	53,1 TDM
--> spezifische Kosten:	212 DM/lfm
--> Annuität:	8 DM/(lfm · a)

Entsprechend der regional differenzierten konjunkturellen Situation der Baubranche können die Baupreise sehr unterschiedlich sein. Für Hessen ergab sich bspw. ein deutliches Preisgefälle zwischen Süd- und Nordhessen. Die teilweise sehr hohen Kostenbandbreiten haben außerdem ihre Ursache in projektspezifischen Randbedingungen. Besonders bei Renaturierungsansätzen, die Erdbaumaßnahmen beinhalten, können der Umfang der zu bewegenden Erdmassen und die eventuell notwendigen Transport- und Deponiekosten erheblich differieren. Noch weitaus größere Kostenbandbreiten bestehen beim Renaturierungsansatz "Herstellen der Gewässerdurchgängigkeit". Der Aufwand zur Herstellung der Durchgängigkeit variiert stark in Abhängigkeit der örtlichen Randbedingungen (z.B. Restriktionen, Gewäs-

serbreite, Abflüsse). Die Kosten der "Durchgängigkeitsmaßnahmen" sind im Bezug auf die Renaturierungsstrecke sehr groß und lassen sich für eine akzeptable Vergleichbarkeit mit den übrigen Renaturierungsansätzen nicht auf eine bestimmte Renaturierungsstrecke beziehen.

Zur Eingrenzung der Kostenbandbreiten wurden in einem zweiten Schritt, auf Basis der Erfahrungswerte praxisnahe, mittlere Durchschnittswerte gebildet (Abbildung 5.5-3).

Abbildung 5.5-3: Durchschnittliche Bandbreiten der Investitionskosten der Renaturierungsansätze



5.5.4 Aufarbeitung der Wirkungsdaten

Nach den Ergebnissen des Projektes in Hessen ergeben sich die in den Abbildungen 5.5-4 und 5.5-5 dargestellten Verbesserungen der Gewässerstrukturen [Δ SGK]. Dabei wurde unterschieden in einen kurz- bis mittelfristigen Zeitrahmen (1 – 20 Jahre) sowie eine längerfristige Tendenz (> 20 Jahre). Die Minimum- bzw. Maximum-Werte sind bezogen auf ungünstige bzw. günstige Randbedingungen. Die dargestellten Werte basieren auf Beispielprojekten und Szenarien und gelten für durchschnittliche Verhältnisse.

Für die Abschnitt 5.5.3 erläuterten Renaturierungsbeispiele (inkl. Kostenangaben) ergaben sich hinsichtlich der Wirkungen folgende Ergebnisse:

Beispiel A: Renaturierungsansatz "Gewässerbettmodellierung"

Abschätzung der kurz- bis mittelfristigen Wirkung sowie der langfristigen Tendenz nach König (2000) und GESIS:

	Gewässerstrukturgüte		
Hauptparameter	**vorher**	**kurz- bis mittelfristig**	**Prognose langfristige Tendenz**
Laufentwicklung	6	3	2
Längsprofil	6	4	3
Sohlstruktur	4	3	3
Querprofil	5	3	2
Uferstruktur	5	3	3
Gewässerumfeld	5	5	5
Gesamt	***5***	***3,5***	***3***

--> Wirkung: Verbesserung der Strukturgüte

ΔSGK (kurz- bis mittelfristig): 1,5

ΔSGK (langfristige Tendenz): 2,0

bei einer Annuität von 15 DM/(lfm · a) ergibt sich damit:

Kosten-Wirksamkeit kurz- bis mittelfristig: 10 (DM/lfm · a)/ ΔSGK

Kosten-Wirksamkeit langfristig: 7 (DM/lfm · a)/ ΔSGK

Beispiel B: Renaturierungsansatz "Unterstützende Entwicklung"

Abschätzung der kurz- bis mittelfristigen Wirkung sowie der langfristigen Tendenz nach Behördenschätzungen und szenarienbasierter Prognose:

	Gewässerstrukturgüte		
Hauptparameter	**vorher**	**kurz- bis mittelfristig**	**Prognose langfristige Tendenz**
Laufentwicklung	5	4	4
Längsprofil	5	4	4
Sohlstruktur	5	3	3
Querprofil	5	4	2
Uferstruktur	5	3	3
Gewässerumfeld	5	5	5
Gesamt	***5***	***4***	***3***

--> Wirkung: Verbesserung der Strukturgüte

ΔSGK (kurz- bis mittelfristig): 1

ΔSGK (langfristige Tendenz): 2

bei einer Annuität von 8 DM/(lfm · a) ergibt sich damit:

Kosten-Wirksamkeit kurz- bis mittelfristig: 8 (DM/lfm · a)/ ΔSGK

Kosten-Wirksamkeit langfristig: 4 (DM/lfm · a)/ ΔSGK

Abbildung 5.5-4: Durchschnittliche Wirkungsbandbreiten der Renaturierungsansätze für den kurz- bis mittelfristigen Betrachtungszeitraum (1 – 20 Jahre)

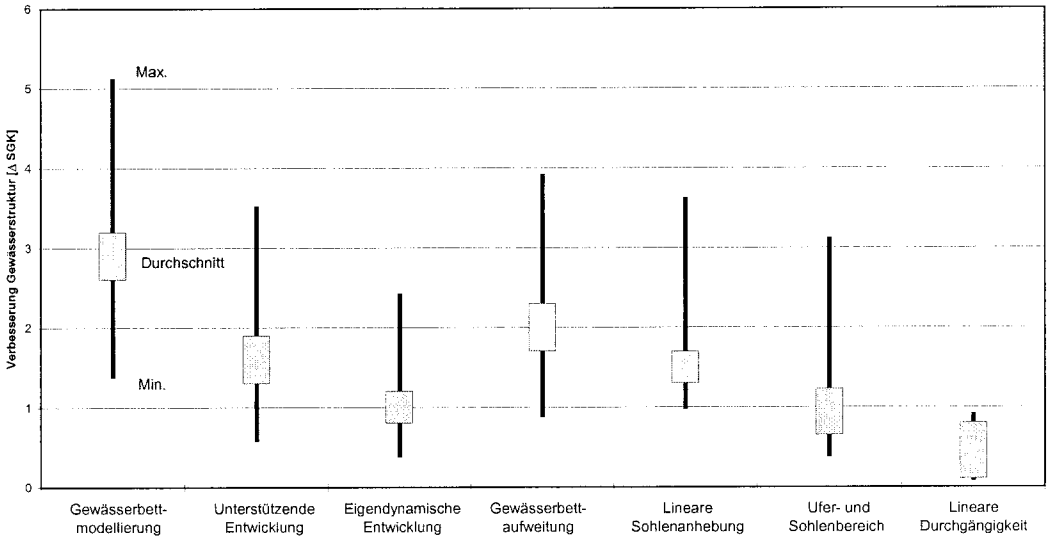
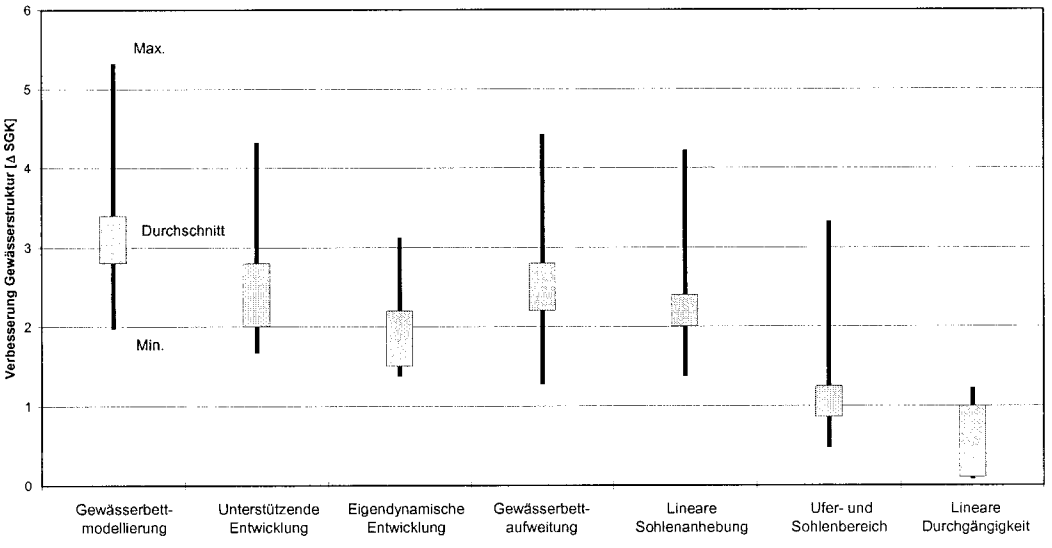


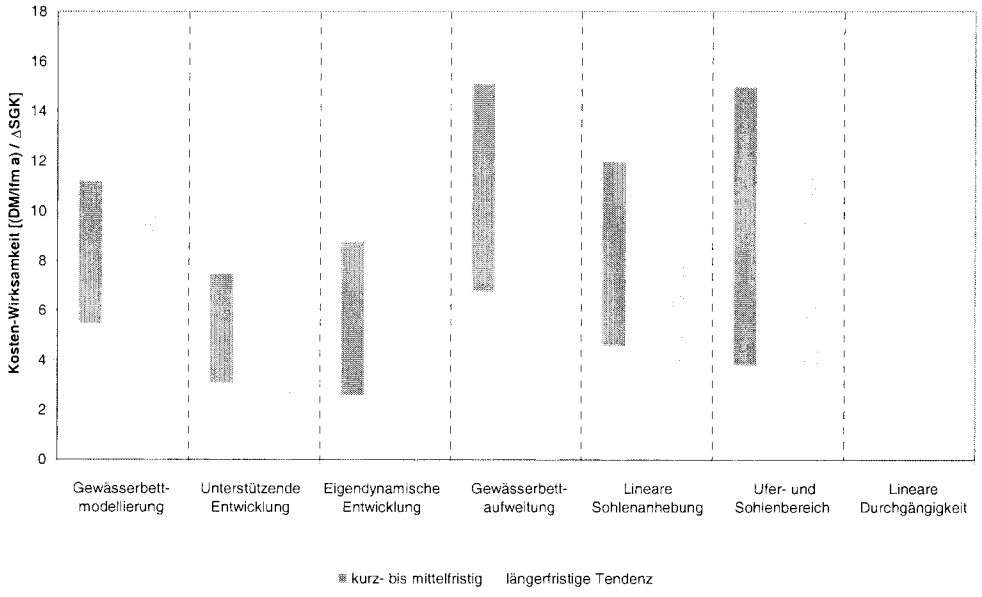
Abbildung 5.5-5: Durchschnittliche Wirkungsbandbreiten der Renaturierungsansätze für die längerfristige Tendenz (> 20 Jahre)



5.5.5 Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse

Die Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalysen, die auf der Grundlage von Durchschnittswerten ermittelt wurden, sind in Abbildung 5.5-6 dargestellt. Dabei wurde wiederum unterschieden in Ergebnisse hinsichtlich eines kurz- bis mittelfristigen Zeitraums (1 – 20 Jahre) sowie eine längerfristige Tendenz (> 20 Jahre). Die Balkendarstellung gibt die Bandbreite der Ergebnisse wieder.

Abbildung 5.5-6: Durchschnittliche Kosten- Wirksamkeitsbandbreiten der Renaturierungsansätze für einen kurz- bis mittelfristigen Zeitraum sowie eine langfristige Prognose



In der kurz- bis mittelfristigen Betrachtungsweise sowie in der längerfristigen Tendenz erreichen die Renaturierungsansätze "Unterstützende Entwicklung" und "Eigendynamische Entwicklung" besonders große Wirkungen in Relation zu den erforderlichen Kosten. Mit dem Renaturierungsansatz "Gewässerbettmodellierung" können zwar sehr gute Verbesserungen der Gewässerstrukturen erreicht werden, die Maßnahmendurchführung ist jedoch sehr aufwendig und mit vergleichsweise hohen Kosten verbunden, so dass die Kosten-Wirksamkeitsrelation nur mittlere bis gute Werte aufweist. Durch die Modellierung der Gewässerstrukturen kann das Verbesserungspotential der Gewässerstrukturen kurzfristig ausgeschöpft werden, aber in der längerfristigen Tendenz sind dann auch keine weiteren maßgeblichen Verbesserungen mehr zu erwarten. Der Renaturierungsansatz "Lineare Sohlenanhebung" kann sehr kurzfristig schwerwiegenden Sohlenerosionsproblemen entgegenwirken. Nachfolgende Verbesserungen der Gewässerstrukturen sind dann maßgeblich von den Restriktionen und der Dynamik des Gewässers abhängig. Die Kosten-Wirksamkeit bewegt sich für den kurz- bis mittelfristigen Zeitraum im Bereich mä-

ßig bis gut und kann sich in der längerfristigen Tendenz bis auf gute bis sehr gute Werte verbessern.

Die Maßnahmen des Renaturierungsansatzes "Ufer- und Sohlenbereich" weisen sehr große Kosten-Wirksamkeitsbandbreiten auf. Der Grund hierfür liegt in den in Abhängigkeit der Restriktionen sehr stark variierenden Wirkungen und Kosten der durchzuführenden Maßnahmen. In der kurz- bis mittelfristigen Betrachtungsweise sind mäßige bis gute Kosten-Wirksamkeiten zu erreichen. Aufgrund der tendenziell eher kleinräumigen Ansatzpunkte der Maßnahmen sind in der längerfristigen Tendenz auch keine größeren Verbesserungen der Gewässerstrukturen mehr zu erwarten. Der Renaturierungsansatz "Gewässerbettaufweitung" weist sowohl in der kurz- bis mittelfristigen Zeitspanne, als auch in der längerfristigen Tendenz relativ schlechte Kosten-Wirksamkeitswerte auf. Grund hierfür sind vor allem die hohen Kosten, welche ursächlich darin begründet sind, dass bei der Maßnahmenausführung Erdbewegungen sowie Transport und eventuell erhebliche Deponierung der Erdmassen notwendig werden. Der Renaturierungsansatz "Gewässerdurchgängigkeit" gewährleistet, dass die wichtigen und vielfältigen Austauschprozesse im Gewässer stattfinden können. Somit haben die Durchgängigkeitsmaßnahmen, auch wenn sie zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüteklasse nur einen geringen Beitrag leisten können, entscheidende Bedeutung für die aquatischen Ökosysteme. Die Umsetzung erfolgt sehr punktuell, so dass sich auch die Kosten der Maßnahmen nur unzureichend auf eine bestimmte Gewässerlänge beziehen lassen und somit eine entsprechende Darstellung der Kosten-Wirksamkeiten nicht möglich ist.

5.5.6 Fazit

Bei der konzeptionellen Planung von Renaturierungsmaßnahmen sind die dynamischen Ansätze "Unterstützende Entwicklung" sowie "Eigendynamische Entwicklung" unter Kosten-Wirksamkeitsgesichtspunkten zu favorisieren. Die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Strukturverbesserung wird vor allem durch die Wiederzulassung bettgestaltender Prozesse (Bettverlagerung mit Abtrag und Anlandungen) bestimmt. Die Wiederzulassung einer eigendynamischen Entwicklung setzt voraus, dass dem Gewässer wieder entsprechende Flächen zugewiesen werden können. Die Bereitstellung von Flächen, z. B. über Pacht oder Flächenankauf, ist deshalb die wichtigste Voraussetzung für eine naturnahe Gewässerentwicklung. Die Kosten dafür können in städtischen Gebieten sehr hoch, in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten hoch und in Grenzertragsflächen gering sein. In vielen Fällen sind aktive Maßnahmen, wie z. B. die Entnahme von Uferverbauungen, der Umbau von Abstürzen zu Sohlrampen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit oder auch das Öffnen von Bachverrohrungen Voraussetzungen für eine nachhaltige Verbesserung der Gewässerstruktur. Ohne ausreichend breite Gewässerrandstreifen steht die für die Entwicklung natürlicher Gewässerstrukturen so wichtige Gewässerdynamik immer in Konflikten mit den an die Gewässer grenzenden Nutzungen. Besonders in

Bereichen mit landwirtschaftlicher Nutzung sollten alle Möglichkeiten ausgeschöpft werden durchgängige Gewässerrandstreifen zu etablieren. Mit Hilfe unterschiedlicher Regelungen, z.B. den Flurbereinigungsverfahren, Flächenaufkäufe mit Fördermitteln, langfristige vertraglich geregelte Nutzungsänderungen und mit Prämiensystemen sollte auf alle Veränderungen in der Landwirtschaft reagiert werden können und die Ausweisung von Gewässerrandstreifen intensiv vorangetrieben werden. Neben der Voraussetzung zur eigendynamischen Gewässerentwicklung haben Gewässerrandstreifen eine sehr positive Wirkung auf die Minimierung diffuser Stoffeinträge aus der Landwirtschaft sowie eine positive Wirkung auf den Hochwasserabfluss, da sie die natürlichen Retentionsflächen der Fließgewässer darstellen.

Restriktionen aufgrund bestehender Nutzungen vor allem in Siedlungsbereichen sowie die wichtigen Aspekte des Hochwasserschutzes lassen in unserer heutigen Kulturlandschaft in vielen Fällen die unbegrenzte naturraumtypische Gewässerdynamik nicht zu. Die Restriktionsbereiche müssen bei der Gewässerrenaturierung jedoch nicht zwangsläufig außen vorgelassen werden. Durch kleinräumige Maßnahmen im Ufer- und Sohlenbereich sowie mit Hilfe von Durchgängigkeitsmaßnahmen können für die aquatische und terrestrische Biozönose gewisse Verbesserungen verwirklicht werden. Durch derartige gestalterische Maßnahmen werden jedoch vor allem optische Aufwertungen erreicht. Alternativ sind auch umfassende Ansätze wie z.B. Gewässerbettaufweitungen oder Gewässerbettmodellierungen denkbar, mit denen unter Berücksichtigung der Restriktionen auch in Siedlungsbereichen naturraumähnliche Gewässerstrukturen erreicht werden können. Die dabei anfallenden relativ hohen Kosten können aufgrund des deutlich verbesserten Freizeit- und Erholungswertes trotzdem gerechtfertigt sein. Es besteht zudem die Möglichkeit geeignete Renaturierungsstrecken mit einem Gewässerlehrpfad zu kombinieren und auf diese Weise die Bevölkerung, insbesondere Kinder und Jugendliche im Umfeld der Naherholung an einem naturnahen Gewässer über die Belange des Schutzgutes Wasser zu informieren und sie hierfür zu sensibilisieren (Beispielhaftes Projekt: Gewässerlehrpfad Fuldatal; HMULF, 1999b).

Die Verbesserungen der Gewässerstrukturen nach Maßnahmendurchführung lassen sich nur in einem gewissen Rahmen prognostizieren. Die Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen stellt bei gewissen Renaturierungsansätzen nur den Anstoß zur Entwicklung naturraumtypischer Gewässerstrukturen dar. Die dynamische Entwicklung der Strukturen und die dazu notwendigen Entwicklungszeiten hängen dann von mehreren komplexen Gewässerparametern ab. Unter günstigen Randbedingungen, wie bspw. größere und mehrere Hochwasserereignisse und geringe Uferfestigkeit, können die potentiell erreichbaren Verbesserungen der Gewässerstrukturen in relativ kurzer Zeitspanne erreicht werden. Anderseits sind durchaus ungünstige Randbedingungen, wie bspw. keine oder nur geringe Hochwasseraktivität sowie intensiver Uferbewuchs denkbar, so dass sich in der gleichen Zeitspanne noch nicht alle potentiell möglichen Verbesserungen der Gewässerstrukturen entwickeln können. Zu beachten gilt bei jeder Renaturierung, dass naturraumtypische

Gewässerstrukturen keine statischen Zustände darstellen, sondern eine kontinuierliche Weiterentwicklung und Veränderung beinhalten. Ziel jeder Gewässerrenaturierung muss es daher sein, die Fließgewässer wieder als dynamische Systeme zu etablieren, d.h. Geschiebetransport, Sedimentation und Erosion in ihrer naturraumtypischen Abfolge zu fördern, damit sich die für Gewässerökosysteme so wichtigen morphologischen und biotischen Strukturen in ihrer natürlichen Vielfalt entwickeln können.

6 Qualitative Einschätzungen zur Kosten-Wirksamkeit von ausgewählten schwer quantifizierbaren Maßnahmen

6.1 Natürliche, dezentrale Maßnahmen für den Hochwasserschutz

6.1.1 Entstehung von Hochwasser

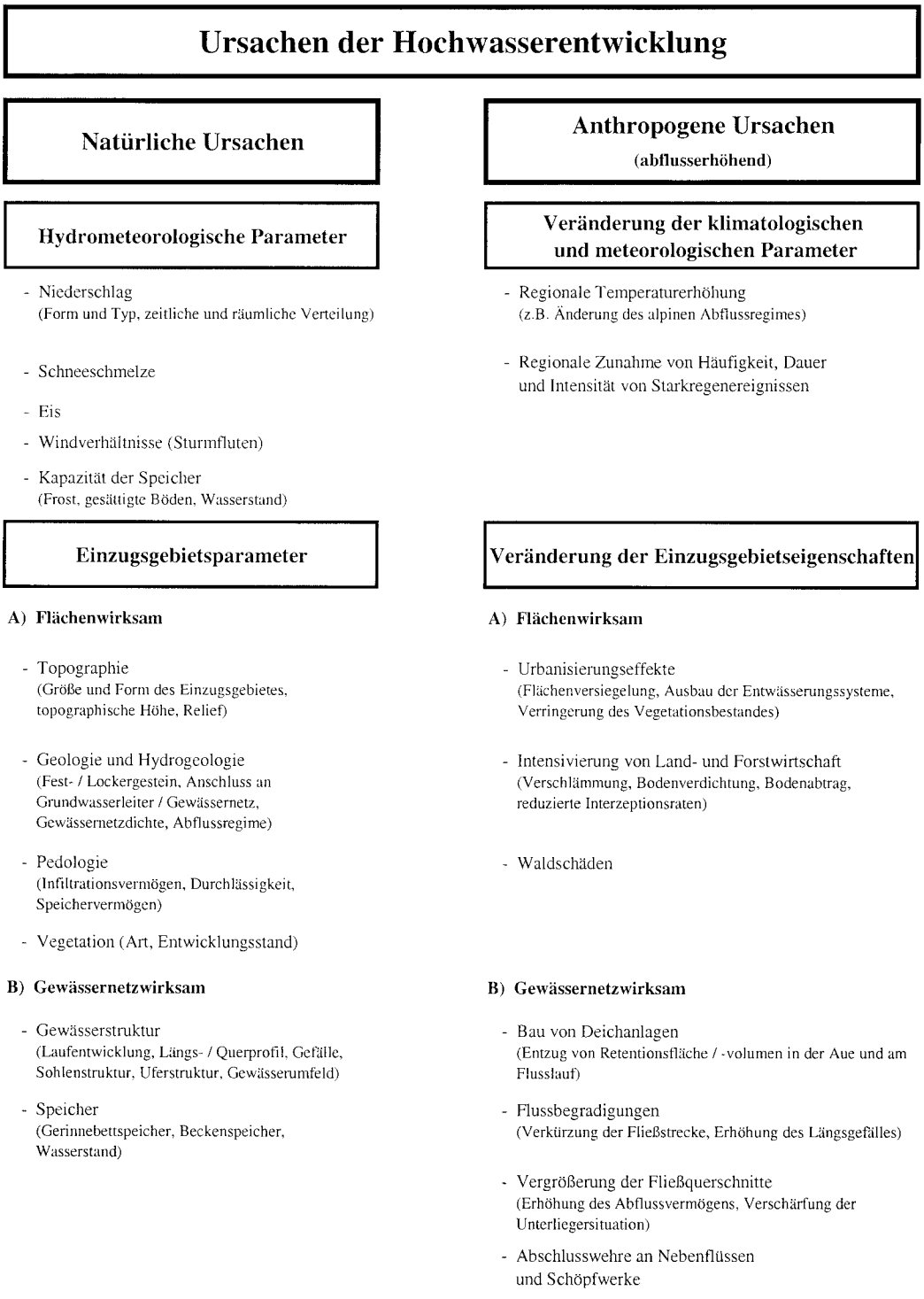
Grundsätzlich ist festzustellen, dass Hochwasser als Folge meteorologischer Ereignisse primär natürliche Ursachen hat. Extreme Hochwasser treten auch unter natürlichen Bedingungen auf und sind Teil des Wasserkreislaufes. Die Höhe des Hochwassers ist primär abhängig von der Stärke der Niederschläge (ggf. im Zusammenwirken mit Tauwetter) und ihrer zeitlichen und räumlichen Verteilung in Relation zu Größe und Struktur des Einzugsgebiets und dessen Abflusseigenschaften. Diese Eigenschaften sind durch anthropogene Veränderungen mehr oder weniger beeinträchtigt.

Für die Entstehung von Hochwasser sind zwei Formen von Regen von besonderer Bedeutung: tagelanger, großflächiger Dauerregen und kurzzeitige, räumlich begrenzte, meist von Gewittern begleitete kräftige Regengüsse, so genannte konvektive Niederschläge. Dauerregen und massive Schneeschmelze haben besonderen Einfluss auf das Hochwassergeschehen der größeren Flüsse. Konvektive Niederschläge wirken sich dagegen vor allem auf Bäche und Flüsse mit kleineren Einzugsgebieten aus. Solche durch räumlich begrenzte Starkregen verursachte Hochwasser können überall auftreten. Dies kommt auch in einer langjährigen Statistik der baden-württembergischen Hochwasserversicherung zum Ausdruck, in der 60 % der Schadensregulierungen räumlich verteilt in der Fläche des Einzugsgebietes und nicht innerhalb der großen Flusstäler ausgewiesen werden (LAWA, 1995).

Neben den natürlichen Hochwasserursachen wird das Hochwassergeschehen auch durch den Menschen sowohl positiv als auch negativ beeinflusst. Die Eingriffe in die natürlichen Speichereigenschaften von Bewuchs, Boden, Gelände und Gewässernetz haben für die Gewässerunterlieger meistens unerwünschte, das Hochwasser verschärfende Auswirkungen.

Abbildung 6.1-1 zeigt eine Zusammenstellung der Ursachen der Hochwasserentwicklung.

Abbildung 6.1-1: Natürliche und anthropogene Ursachen der Hochwasserentwicklung, verändert nach IKSE (1998)



6.1.2 Einflüsse anthropogener Eingriffe in den Naturhaushalt auf den Hochwasserabfluss (Urbanisierung/Flurbereinigung/Gewässerausbau)

Bewuchs, Boden, Gelände und Gewässernetz speichern einen Teil der Gebietsniederschläge bzw. des Gebietsabflusses. Eingriffe in deren natürliche Speichereigenschaften führen zu anthropogenen Veränderungen des Abflussverhaltens im Einzugsgebiet und haben meistens eine Verschärfung der Hochwassersituation zur Folge. Eine Quantifizierung der anthropogen bedingten Ursachen am Hochwassergeschehen ist derzeit noch nicht möglich. Mit dem Vorhaben "Quantifizierung des Einflusses verschiedener Maßnahmen auf den Verlauf von Hochwasserereignissen am Beispiel ausgewählter Flussgebiete" (FKZ 297 24 508) wird derzeit eine Abschätzung der anthropogen bedingten Ursachen vorgenommen (vgl. Zwischenbericht "Quantifizierung des Einflusses der Landoberfläche und der Ausbaumaßnahmen am Gewässer auf die Hochwasserbedingungen im Rheingebiet, unter besonderer Berücksichtigung von Landbedeckung und möglichen Klimaänderungen"; LAHoR, 2000). Die wichtigsten Eingriffe lassen sich folgendermaßen charakterisieren:

- **Urbanisierung:** Die Entwicklung der Flächennutzung ist wesentlich geprägt durch eine Ausweitung der Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrsflächen. Die Siedlungs- und Verkehrsflächen in Deutschland haben sich seit 1900 von 3 % auf ca. 12 % der Fläche vervierfacht und dabei seit 1950 fast verdoppelt (ISKR, 1995). Nach den statistischen Zahlen von 1993 beansprucht in der Bundesrepublik Deutschland die Siedlungs- und Verkehrsfläche 40.170 km^2 der Gesamtfläche von 356.970 km^2; das entspricht einem Flächenanteil von 11,5 % (UBA, 1998). Etwa ein Drittel der Siedlungsflächen gelten als völlig wasserundurchlässig. In kleineren, stark besiedelten Einzugsgebieten kann der Anteil an künstlich versiegelter Flächen erheblich größer sein und einen deutlichen Beitrag zum Hochwasser liefern.

➔ Die Verdichtung bzw. Versiegelung natürlicher Retentionsflächen sowie die Reduzierung der Wald- und Wiesenbestände führen zu einer Verminderung der Kapazität des Bewuchsspeichers und somit zu einem verstärkten Oberflächenabfluss. In Siedlungsgebieten wird der Mehrabfluss aus Siedlungs- und Verkehrsflächen über die Kanalisation direkt und in kurzer Zeit in die Gewässer abgeleitet. Die Urbanisierung und deren Effekte auf den Wasserkreislauf sind vielfach untersucht und dokumentiert worden (vgl. Horlacher, 1985; Plate, 1976; Verworn/Harms, 1984; Köhler, 1992; Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz, 1993).

- **Flurbereinigung:** Formen nicht standortgerechter und intensiver Landbewirtschaftung, Umwandlungen von Grünland in Ackerflächen und die Zusammenlegung zu großen Bewirtschaftungsflächen mit befestigten Wirtschaftswegen führen zu einer starken Beeinträchtigung der Bodenspeicherwirkung.

➔ Die Auswirkungen dieser Maßnahmen auf den Hochwasserabfluss sind im Zwischenbericht (April 1999) des F. u. E. – Vorhabens " Quantifizierung des Einflusses verschiedener Maßnahmen auf den Verlauf von Hochwasserereignissen am Beispiel ausgewählter Flussgebiete" beschrieben. Die Auswirkungen einer Flurbereinigung betreffen in erster Linie den kleinflächigen, mikroskalen Bereich der Hydrologie. Wegebau und Fließgewässergestaltung haben großen Einfluss auf die Hochwassercharakteristika kleinster Gebiete. Meliorationsmaßnahmen wirken der Oberflächenabflussbildung entgegengesetzt, erhöhen jedoch den Zwischenabfluss maßgeblich. Drainagemaßnahmen können demnach in Abhängigkeit von den jeweiligen Bodenverhältnissen, dem Grundwasserstand und den gewählten Drainageverfahren eine Abflussverschärfung oder das Gegenteil, einen stärkeren Wasserrückhalt bewirken (Robinson, 1990; Bronstert et al., 1995).

- **Gewässerausbau:** Begradigung, Ausbau und Eindeichung der natürlichen Gewässerläufe (Verkleinerung der Überschwemmungsgebiete) reduzieren die Speicherwirkung (Retention) und verschärfen die Hochwassergefahr.

➔ In geradlinig verlaufenden glatten Gerinnen findet nur eine minimale Verzögerung der Abflusswelle statt. Die maßgebliche Ursache liegt in der Verkürzung der Fließstrecke und der Erhöhung des Gefälles sowie dem Abschneiden der natürlichen Retentionsflächen in der Gewässeraue. An Elbe und Rhein sind beispielsweise 80 % der natürlichen Überschwemmungsgebiete durch Deiche abgetrennt und neuen Nutzungen zugeführt worden (IKSR, 1995; Kleeberg, 1996). Durch die verkürzten Fließzeiten der Hochwasserwellen kann es vermehrt zu ungünstigen Überlagerungen (Addition) der Scheitelabflüsse der Haupt- und Nebenflüsse kommen.

Statistische Trendanalysen langjähriger Abflussreihen weisen bis dato keinen generellen, von den Niederschlägen abgekoppelten Anstieg der extremen Hochwasserabflüsse aus (Kleeberg, 1996; Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz, 1993). Soweit ansteigende Hochwasserabflüsse festgestellt wurden, ist bei deren Bewertung der häufig parallele Trend einer Zunahme der Niederschläge mit einzubeziehen (LAWA, 1995). Gleichwohl sind für bestimmte Gewässer Veränderungen im Abflussverhalten infolge der Veränderungen der Landnutzung nachgewiesen. Der Umfang der Auswirkungen wird allerdings in der Fachwelt unterschiedlich bewertet. Wegen der Komplexität der Zusammenhänge existieren gesicherte, physikalisch-deterministisch begründete Abschätzungen der Größenordnung des menschlichen Einflusses auf die Hochwasser bisher nur für einzelne Komponenten bzw. nur für einzelne Flussgebiete (IKSR, 1998a; IKSE, 1998).

Zahlenbeispiele

Zur Illustration der Zusammenhänge von Landschaftswandel und Hochwasser können beispielsweise Untersuchungen an dem eher kleinen Einzugsgebiet (67 km^2) der **Attel** im Landkreis Ebersberg (Bayern) genannt werden. Die Ergebnisse einer

mathematischen Simulation weisen für die Attel für ein 5-jährliches Regenereignis einen im Vergleich zum "Urzustand" um 40 – 60 % höheren Spitzenabfluss auf (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1998).

Im Auftrag der Emschergenossenschaft sind für das **Emschergebiet** mehrere Studien durchgeführt worden. Dort ergaben Modellrechnungen für ein Teilgebiet der Emscher von 33 km^2, dass eine von einem hypothetischen Einheitsregen bei 40 %-iger Bodenversiegelung ausgelöste Flutwelle fünfmal so hoch ist und doppelt so schnell abläuft wie vor der Urbanisierung. Andererseits haben Modellrechnungen auch gezeigt, dass mit angenommenen Entsiegelungsraten von 1 bis 3 Prozentpunkten nur die Abflüsse der Nebenflüsse und kurze Hochwasserwellen deutlich reduziert werden können, nicht jedoch das 200-jährliche Bemessungshochwasser (Fischer et al., 1998; Londong, 1995).

Untersuchungen an der **Lahn** haben ergeben, dass der Einfluss der Flächenversiegelung im Lahneinzugsgebiet beim Hochwasser 1984 auf den Pegel Leun bezogen weniger als 1,8 % betrug (Fischer, 1994).

Für den **Oberrhein** konnte errechnet werden, dass der Scheitel des historischen Hochwassers bei Worms (1882/83) unter der Annahme eines wie 1977 ausgebauten Oberrheins nicht 5940 m^3/s , sondern 7760 m^3/s betragen hätte und 1,5 Tage früher eingetroffen wäre (Fischer et al, 1998).

Eine Modelluntersuchung aus dem Jahre 1991 für das Oberrheineinzugsgebiet hat ergeben, dass die Versiegelung der Nachkriegsjahre für den Pegel Mainz eine Abflussverschärfung bei Hochwasser in einer Größenordung von 4 – 6 % (ΔHQ ca. 125-250 m^3 /s) verursacht (Köhler, 1992).

Nach einer Studie der Universität Kaiserslautern resultiert aus der Zunahme der im Einzugsgebiet des Rheins für Siedlung, Gewerbe und Verkehr genutzten Flächen eine Erhöhung der Hochwasserstände am Mittelrhein von 15 – 20 cm. Der Ausbau des Oberrheins zwischen Basel und Baden-Baden bewirkt in einigen Fällen einen bis zu mehreren Dezimetern höheren Hochwasserablauf (IKSR, 1998a). Der Hochwasser-Studienkommission für den Rhein folgend, haben die Eingriffe seit 1955 (Ausbau zur Energienutzung und zur Verbesserung der Schifffahrt) zu einem Wegfall von 130 km^2 Überschwemmungsfläche geführt. Eine Erhöhung der Scheitelabflüsse im Rhein für 200-jährliches Hochwasser (HQ_{200}) von 5000 m^3/s auf 5700 m^3/s, bezogen auf den Pegel Maxau und von 6000 m^3/s auf 6800 m^3/s, bezogen auf den Pegel Worms sind die Folgen. Die Angaben entsprechen einer Pegelstanderhöhung von 13 – 14 % (Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz, 1993; Bundesminister für Verkehr, 1978).

Diese unterschiedlichen Ergebnisse zeigen die Schwierigkeiten bei der Wirkungsabschätzung anthropogen bedingter Veränderungen auf die Hochwassergefahr für ein Einzugsgebiet auf.

6.1.3 Strategien zum Hochwasserschutz

Hochwasser ist eine Naturgewalt, und die unberührte Naturlandschaft kennt keine Hochwasserschäden, sondern nur eine Erneuerung und Umgestaltung. Schäden entstehen erst im Konflikt mit der menschlichen Nutzung. Eine allgemein gültige Schadensdefinition besteht nicht. Es ist immer die Bewertung des Menschen oder der Gesellschaft, die etwas als Schaden einstuft (IKSR, 1995). Der Schadensbegriff ist sehr weit definiert. Die Art der Schäden kann entsprechend den Definitionen der IKSR (1999) wie folgt untergliedert werden:

Abbildung 6.1-2: Unterteilung der Schadensarten (IKSR, 1999)

1. Sozio-kulturelle Schäden

- Personenschäden
- Verschlechterung des sozialen Umfeldes
- Verlust an Kulturgütern und denkmalgeschützten Objekten

2. Umweltschäden

- Umweltschäden durch Freisetzung wasser-/umweltgefährdender Stoffe
- Umweltschäden bei Eintrag wasser-/umweltgefährdender Stoffe
- Schädigung von Vorkommen schutzwürdiger Arten und Lebensgemeinschaften

3. Monetäre Schäden

- Direkte wirtschaftliche Schäden
  (festes und bewegliches Inventar, Gebäude, Außenanlagen, Vorratsvermögen, Tiere, land- und forstwirtschaftliche Kulturen)
- Indirekte wirtschaftliche Schäden
  (Wertschöpfungsverluste, Infrastrukturprobleme, Aufwendungen zur Schadensminderung)
- Langfristige Folgeschäden
  Minderung des Wiederverkaufswertes, Bodenminderung, Nutzungsextensivierung)

Der Schutz vor Hochwasser bewegt sich also im Spannungsfeld zwischen zwei Möglichkeiten: einerseits das Abflussgeschehen selbst (Abflussvolumen und Wellenform bzw. Spitzenabfluss) zu beeinflussen und andererseits mehr Vorsorge zur Schadensminderung zu treffen.

Der Mensch hat nur beschränkten Einfluss auf die Höhe und den Ablauf eines Hochwassers, da eine Beeinflussung der meteorologischen Hochwasserursachen (Niederschläge, Tauwetter bzw. Frost) nicht möglich ist. Maßnahmen zur volumenmäßigen Beeinflussung des Hochwasserabflusses konzentrieren sich daher auf eine Reduzierung der anthropogenen Verschärfung des Hochwassers mittels dezentraler und natürlicher Hochwasserschutzmaßnahmen. Allerdings lassen sich durch Verbesserungen des natürlichen Rückhalts (natürlicher, dezentraler Hochwasserschutz) auch nur solche Abflussverschärfungen ausgleichen, die vom Menschen selbst verursacht wurden. Auch nach allen Maßnahmen des dezentralen Hochwasserschutzes bleibt eine natürliche Hochwassergefahr bestehen. Wenn vorhandene höherwertige Nutzungen geschützt werden sollen, ist eine Risikominderung in der Regel nur durch Maßnahmen des technischen Hochwasserschutzes möglich. Diese Minderung des Hochwasserrisikos ist jedoch nur bis zum vorher bestimmten Schutzziel, dem Bemessungshochwasser wirksam. Eine besonders wirksame Möglichkeit zur Minderung von Hochwasserschäden und ihrer Folgen beruht nicht auf der Beeinflussung von Hochwasserabläufen und Hochwasserständen, sondern befasst sich mit der direkten und indirekten Einflussnahme auf die Schadenspotenziale (LAWA, 1995; IKSE, 1998; IKSR, 1995; UBA, 1998).

Hochwasserschutz erfolgt also im Spannungsfeld der genannten Strategien und basiert im Wesentlichen auf folgenden, sogenannten "3 Säulen des Hochwasserschutzes" (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1998; IKSR, 1995):

A) **Natürlicher Rückhalt = dezentraler Hochwasserschutz:** Wasserrückhalt auf der Fläche sowie im Gewässer und der Aue (Sedimentretention, Laufverlängerung, Gewässerrandstreifen, Entsiegelung und siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen).

B) **Technischer Hochwasserschutz:** z.B. Deiche, Mauern, Flutmulden, Polder, Rückhaltebecken, mobile Schutzmaßnahmen.

C) **Weitergehende Hochwasservorsorge:** Flächen- und Bauvorsorge (Ausweisung von Überschwemmungsgebieten), präzise Vorhersagen (Frühwarnsysteme, etc.), Risikovorsorge, Reduzierung des Schadenspotenzials.

6.1.4 Maßnahmen des natürlichen, dezentralen Hochwasserschutzes

Im UBA-Vorhaben "Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft" (Böhm et al., 1999) wurden im Zusammenhang mit den Maßnahmen zur Verbesserung der Struktur von Fließgewässern auch Fragen des natürlichen und dezentralen Hochwasserschutzes angesprochen (Maßnahmen zur Optimierung des Wasserhaushaltes in Gewässereinzugsgebieten). Tönsmann (1995a) spezifiziert die Maßnahmen und Möglichkeiten, die aus technischer Sicht im Bereich des natürlichen und dezentralen Hochwasserschutzes anzusiedeln sind entsprechend der Liste in Tabelle 6.1-1.

Tabelle 6.1-1: Möglichkeiten und Ansatzpunkte des natürlichen, dezentralen Hochwasserschutzes (Tönsmann, 1995 a)

- Kanalstauraum
  Regenrückhalte- und Regenüberlaufbecken
- Versickerung
  durch Entsiegelung
  durch Flächenversickerung
  durch Muldenversickerung
  durch Schachtversickerung
  durch Rohrversickerung
- Kleinrückhalte
  auf Straßen durch spezielle Straßeneinläufe
  auf Flachdächern durch spezielle Einläufe
  auf Freiflächen durch Mönchbauwerke oder Drosseln an Wegedämmen
- Regenwasserspeicherung und –nutzung
  Regentonne
  Zisterne für Brauchwasser
  Teiche für Regenwasser (z.B. an Bundesautobahnen)
- Dämpfung der Abflusswelle durch Renaturierung des Gewässers
  Erhöhung der Sohlenrauhheit
  Schaffung von Ausuferungsflächen
  Abbremsung der Geschwindigkeit in Seitenbächen

Die Maßnahmen des dezentralen und natürlichen Hochwasserschutzes sind in den Maßnahmenbündeln der Szenarien 7, 8 und 9 zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte mit enthalten (vgl. Tabelle 6.1-2), die im Anhang ausführlich erläutert sind.

Tabelle 6.1-2: Maßnahmenbündel der Szenarien 7, 8, 9 (Dezentraler Hochwasserschutz – vgl. Anhang)

	Maßnahmenbündel
Szenario 7	Schaffen natürlicher hydraulischer Abflussverhältnisse (H) (u. a. siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen)
Szenario 8	Veränderung der Hochwasserschutzkonzeption (J) (u. a. Bereitstellen von Überschwemmungsflächen und Retentionsräumen)
Szenario 9	Gewässerverträgliche Bodennutzung im Einzugsgebiet (J)

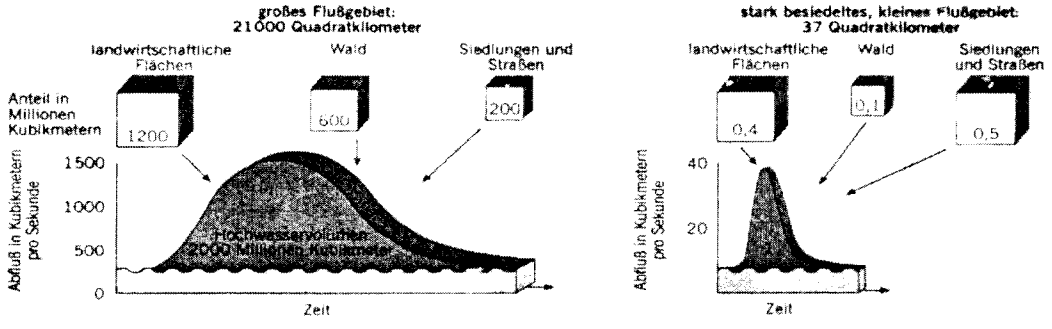
6.1.5 Möglichkeiten der Abschätzung von Wirkungen natürlicher, dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen

6.1.5.1 Allgemeine Aussagen zur Wirkungsweise

Die Maßnahmen des dezentralen und natürlichen Hochwasserschutzes müssen in erster Linie unter dem Blickwinkel "Ausgleich des durch Eingriffe veränderten Naturhaushaltes" gesehen werden und lassen sich nicht sonderlich gezielt und steuerbar für den Hochwasserschutz ausführen. Eine Quantifizierung der Effekte ist schwierig und in allgemeiner Form nicht möglich. Stattdessen ist eine differenzierte Betrachtungsweise notwendig und detaillierte Untersuchungen für jeden Einzelfall (Flusseinzugsgebiet) sind unabdingbar (Naef et al., 1998), wenn man zu einigermaßen belastbaren Aussagen kommen will.

Durch Betrachtung grundlegender, hydrologischer Zusammenhänge und mit Hilfe von Beispieluntersuchungen lassen sich aber einige prinzipielle Gesetzmäßigkeiten aufzeigen: Die Stärke der Veränderungen im Abflussgeschehen infolge anthropogener Eingriffe in dem betroffenen Gebiet muss unbedingt in Zusammenhang mit der Intensität und Dauer des betrachteten Niederschlagsereignisses und der Größe des Einzugsgebietes gesehen werden. Mit zunehmender Einzugsgebietsgröße gewinnt die zeitliche und räumliche Variabilität des Niederschlages an Bedeutung. Außerdem tritt mit zunehmender Einzugsgebietsgröße aufgrund des Verhältnisses der Zeitskalen der Fließprozesse im Gelände bzw. im Gerinne – die Fließzeiten im Gelände erhöhen sich nur unwesentlich, die Aufenthaltszeiten im Gewässernetz steigen deutlich – der Einfluss flächenhafter Gebietseigenschaften gegenüber den Eigenschaften des Gewässernetzes in den Hintergrund (vgl. Abbildung 6.1-3).

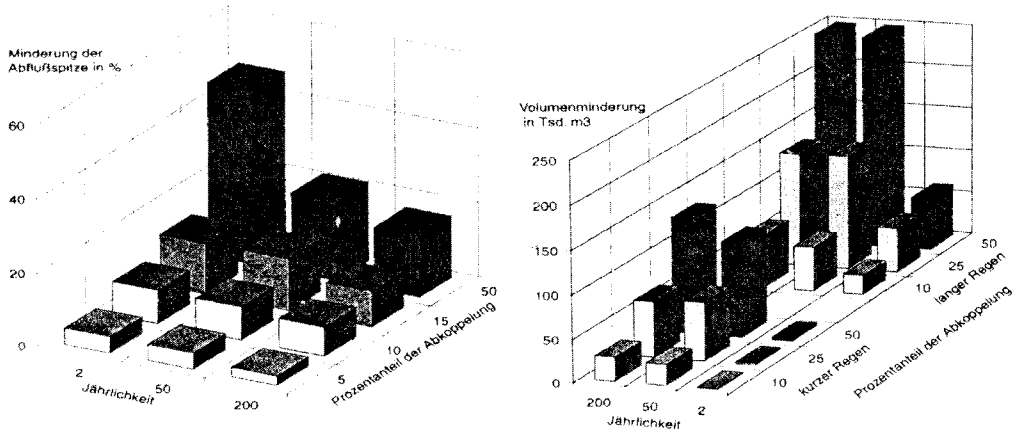
Abbildung 6.1-3: Anteil des durch versiegelte Flächen zum Oberflächenabfluss kommenden Wassers (nach Angaben des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, 1998)



Eine massive Flächenversiegelung in kleinen Einzugsgebieten kann sich somit bereits bei kleinen Ereignissen gravierend auswirken. Dagegen ist der Einfluss bei Extremereignissen mit zunehmender Einzugsgebietsgröße als gering einzuschätzen (Sartor, 1998), vgl Abbildung 6.1-4. Dies bedeutet, dass die Möglichkeiten zur Reduzierung der Hochwasserabflussspitze mit Hilfe natürlicher und dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen zunächst sehr einzugsspezifisch zu beurteilen sind und generell mit steigender Jährlichkeit des Abflussereignisses abnehmen (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1998). Zur Bewertung des anthropogenen Einflusses auf die Abflussbildung sind auch die physiographischen Vorbedingungen des Gebietes zu betrachten. Ist die Kapazität der Speicher des Gebietes überschritten (vorgesättigte Böden, Frost, Wasserstand, ...), haben diese Speichereigenschaften keinen Einfluss mehr auf den Hochwasserverlauf, und die Abflussbildung wird von der Niederschlagscharakteristik bestimmt.

Die regional und einzugsspezifisch sehr unterschiedliche Beurteilung der Wirksamkeit eines dezentralen, natürlichen Hochwasserschutzes zeigt sich bspw. anhand der Ergebnisse mathematischer Modellrechnungen für das Gelstertal (Tönsmann, 1995b) und das Elsenzeinzugsgebiet (Assmann, 1998). Die hydrologische Studie zum dezentralen Hochwasserschutz im Tal der Gelster lieferte die Erkenntnis, dass mit den Maßnahmen des natürlichen und dezentralen Hochwasserschutzes der erforderliche Schutz vor dem Bemessungshochwasser nicht erzielt werden kann. Modellrechnungen ergaben, dass bei Versiegelungsgraden unter 10 % sich nur eine relativ kleine Abflachung des Hochwasserscheitelwertes erreichen lässt und die Schaffung von Kanalstauraum aufgrund der potenziell möglichen Überlagerung von Scheitelabflüssen sogar zu einer Abflussverschärfung führen kann (Tönsmann, 1995b). Dagegen konnte für das Einzuggebiet der Oberen Elsenz (Kraichgau) mit Hilfe von hydrologischen Modellen mit einem optimierten Maßnahmenkonzept des dezentralen, integrierten Hochwasserschutzes ein 100-jährlicher Hochwasserschutz nachgewiesen werden (Assmann, 1998). Das Maßnahmenkonzept befindet sich derzeit in der Umsetzung.

Abbildung 6.1-4: Ergebnisse der Niederschlags-Abfluss-Modellierung für das Emschergebiet: Prozentuale Abminderung von Spitzenabflüssen und Volumenabminderung am Gebietsende (Pohle/Wegner, 1995)



Untersuchungen im Rheineinzugsgebiet haben unter anderem gezeigt, dass eine Veränderung des Rheinscheitels infolge von Dauerrückhalt in den Einzugsgebieten von Neckar, Main und Mosel nur in geringem Umfang möglich ist. Es wurde angenommen, dass es in diesen Einzugsgebieten infolge von Hochwasservorsorgemaßnahmen in der Fläche zu einem zusätzlichen Dauerrückhalt von jeweils 1 mm über das gesamte Hochwasserereignis der Nebenflüsse käme. Die Wirkungen auf den Rheinscheitel würden gemäß den Modellrechnungen im Mittel zwischen ca. 10 und 40 m^3/s betragen (IKSR, 1998a).

Entsprechend den Angaben des Aktionsplans Hochwasser (IKSR, 1998b) kann bis zum Jahr 2020 mit den veranschlagten Maßnahmen zum Wasserrückhalt im Rheineinzugsgebiet bei Extremwasserständen unterhalb des staugeregelten Bereichs eine Wasserstandsreduzierung von ca. 10 cm erreicht werden (vgl. Tabelle 6.1-3).

Tabelle 6.1-3: Hochwasserschutzeffekte und geschätzter Aufwand der Maßnahmen (1) und (2) des "Aktionsplans Hochwasser" der IKSR (1998b)

Aktionsplan Hochwasser Rhein
Maßnahmenübersicht 1998 - 2020

Maßnahmenkatalog	Hochwasserschutzeffekte	Andere Effekte	Geschätzter Aufwand [Mio. Ecu]
(1) Wasserrückhalt im Rheineinzugsgebiet			
- Renaturierungen 11.000 km	- geringe Wirkung im Nahbereich	- Wiederherstellung aquat. und terrestrischer Lebensräume	1.160
- Reaktivierung von Überschwemmungsgebieten 1.000 km²	- örtliche Wirkung, geringe Wirkung am Rhein	- Grundwasseranreicherung, Wiederherstellung aquat. und terrestrischer Lebensräume	2.030
- Extensivierung der Landwirtschaft 3.900 km²	- geringe Wirkung im Nahbereich	- Grundwasseranreicherung, neue Lebensräume	1.705
- Naturentwicklung, Aufforstungen 3.500 km²	- geringe Wirkung im Nahbereich	- Grundwasseranreicherung, neue Lebensräume	680
- Entsiegelungen 2.500 km²	- geringe Wirkung im Nahbereich	- Entlastung von Kanalisation und Kläranlagen	1.890
- Technische Hochwasserrückhaltungen 75 Mio. m³	- örtliche Wirkung, geringe Wirkung am Rhein	- Schaffung neuer Lebensräume	935
	HW-Standreduzierung ca. 10 cm		8.400
(2) Wasserrückhalt am Rhein			
- Reaktivierung von Überschwemmungsgebieten 160 km²	- HW-Standreduzierung: 15 - 25 cm	- Grundwasseranreicherung, Wiederherstellung aquat. und terrestrischer Lebensräume	1.450
- Technische Hochwasserrückhaltungen 75 Mio. m³	- HW-Standreduzierung: 45 - 60 cm	- Schaffung neuer Lebensräume	960
	HW-Standreduzierung ca. 60 - 85 cm		2.410

6.1.5.2 Konkrete Wirkungsabschätzung von (einzelnen) Maßnahmen des dezentralen Hochwasserschutzes (natürlicher Wasserrückhalt im Einzugsgebiet)

Maßgebend für die Höhe des Hochwassers sind neben der zeitlichen und räumlichen Verteilung des Niederschlags die teilweise massiven anthropogen veränderten Speicherwirkungen des Einzugsgebietes.

Im IKSR-Bericht Nr. 101 "Wirkungsabschätzung von Wasserrückhalt im Einzugsgebiet des Rheins" (1998a) werden detaillierte Angaben zur (veränderten) Retentionswirkung der maßgebenden Bereiche Bewuchs, Boden, Gelände und Gewässernetz dargestellt.

Bewuchs

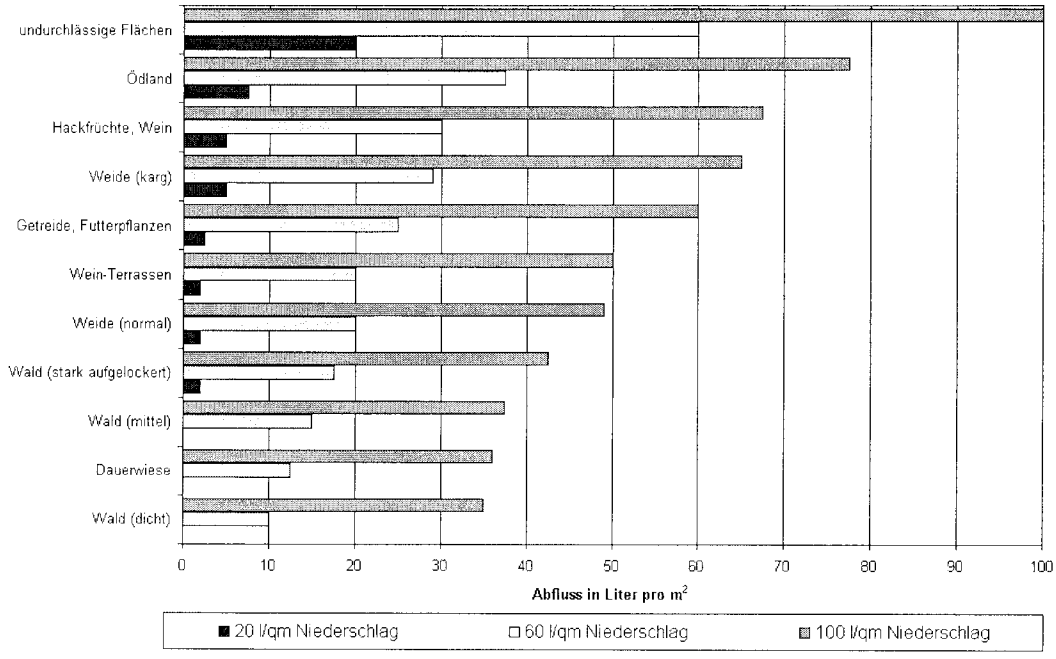
Für Wald kann eine mittlere Interzeptionsrate (vorübergehendes Speichern von gefallenem und abgesetztem Niederschlag auf (Pflanzen-) Oberflächen von etwa 25 % des Jahresfreilandniederschlages angenommen werden. Bei landwirtschaftlichen Kulturen erreichen die mittleren jährlichen Interzeptionsraten Größenordnungen von 10 % des Freilandniederschlages. Dies bedeutet, dass die Größenordnung der

Interzeption zwischen 0,5 und 5 mm Niederschlag/Ereignis liegt. Aus diesen Werten ist abzuleiten, dass die Interzeption bei großem Hochwasser nur eine relativ geringe Rückhaltewirkung hat. Für kleinere und mittlere Hochwasser ist jedoch der kumulative Effekt der Interzeption zu berücksichtigen. Zudem ist zu berücksichtigen, dass der Bewuchs durch seine Durchwurzelung und Makroporen auch die Infiltrationsfähigkeit in den Boden beeinflusst. Im Allgemeinen werden unter Wald sehr hohe bis mittlere Infiltrationsraten beobachtet. Mittlere Raten ergeben sich für intensiv genutztes Grünland, während bei Acker sehr geringe bis sehr hohe Raten möglich sind – je nach Bearbeitungs- / Entwicklungszustand und Art der Kultur (Interzeptionsspeicherkapazität). Je dichter und heterogener die Vegetation, desto mehr Wasser wird zurückgehalten. Für die tatsächliche Verminderung des Hochwasserabflusses ist, wie für alle flächenhaften Faktoren, der Anschluss an das Gewässernetz von Bedeutung. Dementsprechend bleibt eine vegetationsbestandene Fläche wirkungslos für die Hochwasserminderung, wenn sie in Perioden geringer Vegetation keinen Beitrag zur Hochwasserentstehung leistet.

Boden

Die Größenordnung der Infiltration liegt zwischen 1 mm/h und 200 mm/h, je nach Bodentyp und –art und danach, wie das Makro- und Mikroporensystem ausgebildet ist. Entscheidend für die Ausnutzung des Bodenspeichers ist, ob der Niederschlag in den Boden eindringen kann oder ob es sehr schnell zu Oberflächenabfluss kommt. Zur Beurteilung der Einflüsse der Bodenzone auf die Abflussbildung bei Hochwasser muss in die Maßstabsbereiche Bodenmonolith, Hang und Einzugsgebiet unterschieden werden. Unter Wald ist aufgrund der optimalen Bedingungen für die Infiltration kaum mit Oberflächenabfluss zu rechnen. Hingegen ist auf versiegelten Flächen im Grundsatz nur Oberflächenabfluss zu erwarten. Landwirtschaftlich genutzte Flächen nehmen eine Zwischenstellung ein (s. Abbildung 6.1-5). Einschränkend ist zu berücksichtigen, dass bei gefrorenem oder schneebedecktem Boden die Verhältnisse wesentlich ungünstiger sind. Ackerflächen sind bzgl. Infiltration besonders labil. Nachteilige Auswirkungen, die die Abflussbildung landwirtschaftlich intensiv genutzter Flächen hochwasserverschärfend beeinflussen, sind die Verschlämmung der Bodenoberfläche – hervorgerufen durch einen geringen Bodenbedeckungsgrad (Art der Kultur, Monokulturen) und eine geringe Gefügestabilität (mechanische Bodenbearbeitung, Agrochemikalien) –, die Abnahme des Porenvolumens durch Verdichtung des Bodens sowie die Zerstörung zusammenhängender Makroporen durch mechanische Bodenbearbeitung.

Abbildung 6.1-5: Zusammenhang zwischen Niederschlagsabfluss und Bodenbewirtschaftung (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1998)

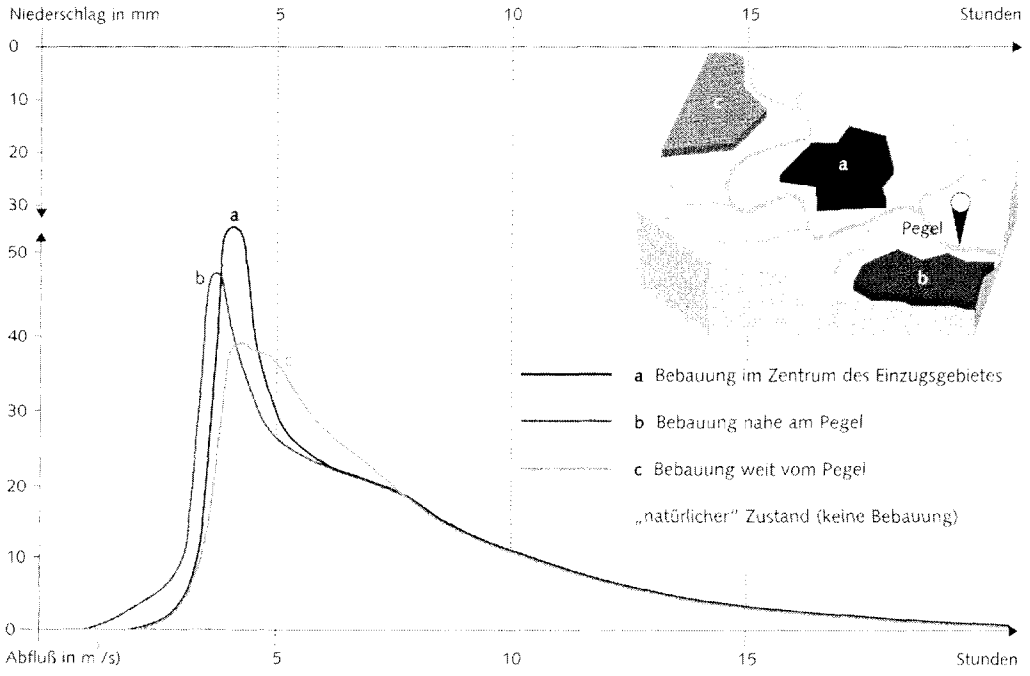


Gelände

Die Wirkung der Retention durch das Gelände entspricht insbesondere den Einflussfaktoren Bewuchs und Boden bei der Übertragung auf die Fläche. Das flächenhaft in kleinen und kleinsten Geländevertiefungen und Geländemulden zurückgehaltene Wasser wird auf eine Größenordnung von maximal 10 mm geschätzt (LAWA, 1995). Trotz der positiven Speicherwirkung hat der Muldenrückhalt auf das Hochwasser nur einen geringen Einfluss. Der Effekt der Versiegelung des Bodens durch Siedlungen und Verkehrswege lässt sich kaum mittels statistischer Analysen von Hochwasserabflüssen an Pegeln quantifizieren. Abbildung 6.1-6 stellt die Ergebnisse von Berechungen eines Niederschlags-Abfluss-Modells dar, in dem die Auswirkung der Lage der Bebauung im Einzugsgebiet untersucht wurde.

Beim Vergleich eines fiktiven Zustandes ganz ohne Siedlungsflächen mit dem Zustand von 1985 ergaben sich in Modellrechnungen folgende Erhöhungen der Scheitelabflüsse im Rhein (IKSR, 1998a): Für Ereignisse mit einer Regendauer von vier Tagen Erhöhungen um 8 %, für Ereignisse mit der Regendauer von einem Tag Erhöhungen um 12 %. Die größten prozentualen Erhöhungen ergeben sich für die Ereignisse mit kleinen Hochwasserscheiteln im Rhein. Für seltene Rheinhochwasser ist der abflussmindernde Effekt vergleichsweise gering.

Abbildung 6.1-6: Zusammenhang zwischen der Lage der Bebauung im Flusseinzugsgebiet und der Abflusswelle (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1998)



Gewässernetz

Die Speicherung im Gewässer oder Flussnetz wirkt in einem Flussabschnitt als Abflachung und Zeitverschiebung einer ablaufenden Hochwasserwelle. Ein dichtes Flussnetz bei hohem Gefälle bewirkt einen raschen Abfluss aus dem Einzugsgebiet. Umgekehrt kann bei geringem Gefälle der raschere Abfluss durch die größere Speicherung in den Fließgerinnen ausgeglichen werden. Flussbegradigungen führen zu einer Beschleunigung von Hochwasserwellen. Da in einem Einzugsgebiet die Hochwasserwellen der flussabwärts gelegenen Nebenflüsse zuerst zum Abfluss kommen, bewirken flussbegradigende Maßnahmen im Oberlauf tendenziell eine Überlagerung der Hochwasserwellen und können damit zu einer Erhöhung der Welle führen (unter bestimmten Bedingungen sind auch Entzerrungen der Abflusswellen möglich). Gewässerrenaturierungen wirken durch Laufverlängerungen gefällereduzierend und abflussverlangsamend sowie tendenziell hochwasserrückhaltend. Ab der Ausuferung kommt ein weiterer Rückhalt (Bewuchs) im Überflutungsgebiet hinzu. Das bedeutet für den unterhalb liegenden Gewässerabschnitt eine tendenzielle Entlastung. Zur Wirkungsabschätzung von Gewässerrenaturierungen bzw. über die Retentionswirkungen des Vorlandes gibt es nur wenige Untersuchungen. Der dämpfende Effekt der Vorlandüberflutungen entlang der Nahe wurde mit-

tels einer zweidimensionalen Strömungsberechnung quantifiziert. Demnach hätten die Vorlandflutungen bei großen Hochwassern nur eine vernachlässigbare Dämpfung der Scheitelabflüsse bewirkt. Grund hierfür sind die großen Abflussvolumina und das Fehlen von stehender Retention auf den Vorländern (IKSR, 1998a).

Die in dem Bericht Nr. 101 der IKSR (1998 a) aufgeführten Erkenntnisse hat eine international zusammengesetzte Expertengruppe unter Leitung der Bundesanstalt für Gewässerkunde erarbeitet. Die derzeit verfügbaren Erkenntnisse über die Wirkung der verschiedenartigen Hochwasservorsorgemaßnahmen sind in einer Übersicht (vgl. Abbildung 6.1-7) zusammengestellt.

Abbildung 6.1-7: Übersicht zur qualitativen Einschätzung der Wirkungen unterschiedlicher Maßnahmen des natürlichen, dezentralen Hochwasserschutzes (IKSR, 1998a)

Wirkungsabschätzung von Rückhaltung im Einzugsgebiet des Rheins auf Hochwasser		Wirkung im															
		Nahbereich auf								Fernbereich (Rhein)							
		kleine				große				kleine				große			
		Hochwasser								Hochwasser							
Wirkung von		Lauf-zeit	Fülle	Höhe	Dauer	Lauf-zeit	Fülle	Höhe	Dauer	Lauf-zeit	Fülle	Höhe	Dauer	Lauf-zeit	Fülle	Höhe	Dauer
Bewuchs	**Wald / Brachland / Wiese**		-	-	-												
Boden	**ökologische Bewritschaftung**		-	-	-		(-)	-	+		(-)	(-)					
Gelände	**Entsiegelung / Regenwasserversickerung**		-	-	-												
Gewässernetz	**Renaturierung**	+		-	+	+		(-)	(+)	(+)		(-)	(+)				
	Verbreiterung von Gewässerquerschnitten			(-)				(-)									
	Deichrückverlegung																
	- Winterdeich	(+)		(-)		+		-		(+)		(-)		+		(-)	
	- Sommerdeich	+		(-)		(+)				(+)				+			
	- Sommerpolder					+	-	-						(+)	-	(-)	
	Vergrößerung der Vorländer			-				-		(+)		(-)		(+)		(-)	
	Tieferlegung der Vorländer			(-)				-				(-)				(-)	

+	verstärkend, verlängernd, erhöhend	( )	unter bestimmten Bedingungen	!	Risiko beachten
-	verkürzend, vermindernd		keine oder keine eindeutige Wirkung		Verbesserung der Hochwassersituation

6.1.6 Kostenangaben zu den Maßnahmen des dezentralen Hochwasserschutzes

Informationen über die Kosten des dezentralen und natürlichen Hochwasserschutzes finden sich in der Fachliteratur nur spärlich. Die Maßnahmen sind meist sehr umfassender Art und nur projektspezifisch zu quantifizieren (Pohle/Wegner, 1995). Tabelle 6.1-3 enthält Angaben der geschätzten Maßnahmenkosten zur Durchführung des "Aktionsplans Hochwasser" der IKSR (1998b). Folgende Kostenpunkte sind bei den einzelnen Maßnahmen zu beachten: Flächenbedarf, baulicher Aufwand, Betrieb und Unterhaltung.

Die Maßnahmen lassen sich grob in drei Rubriken unterteilen und hierfür die unten angegebenen Kosten zuordnen.

1. Siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen (Entsiegelung sowie Rückhalt und Versickerung von Niederschlagswasser)

   Der Flächenbedarf und die Kosten dieser siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen weisen große Schwankungsbreiten auf und sind in starkem Maße abhängig von den standörtlichen Verhältnissen (vgl. hierzu die Ausführungen zur Regenwasserbewirtschaftung in Kapitel 3.2). Den Ausführungen von Londong (1995) folgend, bewegen sich die Investitionsausgaben für eine Regenwasserbewirtschaftung vor Ort zwischen 2,- und 100,- DM/m^2. Die Auswirkungen auf die Anlagen der Regenwasserbehandlung können erheblich sein, die zu erwartenden Volumeneinsparungen an Speicherbecken können 35 % und mehr betragen. Ebenso steckt in einer Reduzierung der Kanalnetzkapazitäten ein weiteres Einsparungspotential. Den Baukosten für die Errichtung einer klassischen Mischwasserkanalisation (40,- bis 60,- DM/m^2 A_{red}) stehen erheblich geringere Kosten für die Muldenversickerung und Rigolenversickerung (7 DM/m^2 A_{red}) gegenüber (BBR, 1998). Die finanziellen Entlastungen der Gemeinden, die insbesondere durch vorbeugende Hochwasserschutzmaßnahmen innerhalb der Baugebiete entstehen, müssen unbedingt bei der Beurteilung beachtet werden. Dennoch wiegen die Einsparungen die Aufwendungen für die Abkoppelungsmaßnahmen nicht auf (Pohle/Wegner, 1995).

   Die Kosten für Entsiegelungen schwanken in Abhängigkeit von Flächengröße, Verwertungsmöglichkeiten von Deck- und Tragschicht und weiteren Randbedingungen stark. Bullermann et al. (1997) geben bspw. 50,- bis 100,- DM/m^2 an, mit erheblichen Abweichungen nach oben und unten ist jedoch zu rechnen (BBR, 1998). In Kapitel 3.2 wurde mit Investitionskosten für Entsiegelungsmaßnahmen von 30,- bis 100,- DM/m² gerechnet.

2. Anlegen weiträumiger Retentionsareale (Aktivierung "quasinatürlicher" Überschwemmungsflächen / "naturnahe" Hochwasserrückhaltebecken)

Die Baukosten für konventionellen Rückhalteraum betragen zwischen 10,- und 50,- DM/m^3 bei großen, ungesteuerten Becken und bis zu 100,- DM/m^3 bei kleinen Becken bzw. bis 150,- DM/m^3 für online-gesteuerte Rückhalteräume. (IKSR, 1995; Fischer, 1995; BBR, 1998). Für die Umsetzung von Versickerungsmaßnahmen in der Fläche und die Schaffung von weitläufigen, niedrig eingestauten Retentionsarealen, rechnen Assmann et. al. (1998) auf Basis abgespeckter technischer Auflagen und Bemessungsverfahren mit zu erwartenden Kosten von ca. 10,- DM pro m^3 Stauraum.

3. Wiederherstellung naturnaher Gewässer und Auen

Über die Kosten des naturnahen Gewässerausbaus können keine generellen Angaben gemacht werden (vgl. die Ausführungen im Anhang). Nach Angaben der Emschergenossenschaft (1991) betragen die Kosten bei geringem Grunderwerb und kleinen Baumaßnahmen ca. 150,- DM/m Gewässerstrecke, bei weitgehender Neutrassierung größerer Nebenläufe können Kosten bis zu 3000,- DM/m entstehen. Für den Erwerb von Uferrandstreifen und die Anpflanzung standortgerechter Vegetation kalkuliert der Erftverband mit ca. 110,- DM/m Gewässerlänge (BBR, 1998). Der Projektausschuss "Hochwasser" der Deutschen Kommission zum Schutz des Rheins geht zur Umsetzung des Aktionsplans Hochwasser von den in Tabelle 6.1-4 wiedergegebenen durchschnittlichen Maßnahmenkosten aus (Ergebnisniederschrift der 17. Sitzung, 30. Nov. 1999 in Mainz).

Tabelle 6.1-4: Kostenschätzung für die Maßnahmen des Aktionsplanes Hochwasser für das Rheingebiet (Projektausschuss Hochwasser der Deutschen Kommission zum Schutz des Rheins, 17. Sitzung am 30. 11. 1999 in Mainz)

Maßnahmen des Aktionsplans Hochwasser (IKSR, 1995)	**Spezifische Kosten**
1. Wasserrückhalt im Rheineinzugsgebiet	
1.1 Renaturierung	ca. 100,- DM/m
1.2 Reaktivierung von Überschwemmungsgebieten	ca. 20.000,- DM/ha
1.3 Extensivierung der Landwirtschaft	ca. 8.500,- DM/ha
1.4 Aufforstung	ca. 10.000,- DM/ha
1.5 Entsiegelung	ca. 15.000,- DM/ha
1.6 Technischer Rückhalt	ca. 25,- DM/m^3
2. Wasserrückhalt am Rhein	
2.1 Reaktivierung von Überschemmungsgebieten	ca. 100.000,- DM/ha
2.2 Technischer Rückhalt	ca. 9,- DM/m^3
3. Technischer Hochwasserschutz	
3.1 Deiche, Mauern	ca. 2,8 Mio. DM/km

6.1.7 Quantifizierung von Hochwasserschäden

Die ökonomischen Folgen von Hochwasserereignissen in ihrer Gesamtheit sind nur schwer einzuschätzen. Die Erfassung der Schäden und der daraus entstehenden Kosten ist sehr schwierig. So werden die Schäden zum Teil statistisch überhaupt nicht, zum Teil nur in einigen Ländern erfasst. Ein umfassender Überblick über Hochwasserschäden kann daher nicht gegeben werden (UBA, 1998).

Tabelle 6.1-5: Hochwasser- und Überschwemmungsschäden der Gebäudeversicherung Baden-Württemberg mit Schadensanzahl, -summe, durchschnittlicher und preisbereinigter Schadenssumme pro 1 Million DM Versicherungssumme (Wertbasis 1914), nach Ebel (1997)

Zeitraum	Anzahl Schäden	Schadensumme	durchschnittliche Schadensumme (pro Schaden)	preisbereinigte Schadensumme (pro Schaden)
1960 - 69	15.474	18,0 Mio. DM	1.163 DM	859 DM
1970 - 79	51.903	186,1 Mio. DM	3.586 DM	1.677 DM
1980 - 89	61.819	257,6 Mio. DM	4.167 DM	1.322 DM
1990 - 94	38.900			2.375 DM

Laut einer Bestandsaufnahme der IKSR (1998b) wird geschätzt, dass die möglicherweise betroffenen Vermögenswerte in den hochwassergefährdeten Gebieten entlang des Rheins ungefähr 1500 Mrd. Euro betragen. Auf der Strecke Iffezheim bis Bingen leben bspw. mehr als 700.000 Menschen und die Vermögenswerte betragen ca. 120 Mrd. DM (IKSR, 1997). Der maximale Versicherungsschaden (HQ_{1000}) auf dieser Strecke wird mit ca. 12,4 Mrd. DM angegeben. Bei einem 200-jährlichen Hochwasser (HQ_{200}) beträgt der potenzielle Schaden im Bereich des Mittelrheins rund 1 Mrd. DM (IKSR, 1997). In der Studie "Potenzielle Hochwasserschäden am Rhein in NRW" des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrheinwestfalen (2000) sind die ökonomischen Auswirkungen der Hochwasserschutzeinrichtungen für extreme Hochwasserereignisse der Jährlichkeiten 100, 200 und 500 Jahre untersucht und abgeschätzt worden. In den Untersuchungen kommt zum Ausdruck, dass sich das Schadenspotenzial sowie der Hochwasserschaden am Rhein als eine räumlich variable Größe darstellt. Der Studie zu Folge haben in NRW die hochwassergefährdeten Gebiete im Mittel ein spezifisches Schadenspotenzial zwischen 146,- DM/m^2 und 170 DM/m^2. Die spezifischen Hochwasserschäden liegen bei rund 21 DM/m^2. Schätzungen über die real eingetreten Hochwasserschäden im Rheineinzugsgebiet belaufen sich für das Dezemberhochwasser 1993 auf mehr als 1 Mrd. DM (UBA, 1998) und für das Hochwasser von 1995 auf ca. 5 Mrd. DM (Münchner Rück, 1997).

6.1.8 Ökonomische Bewertung von Hochwasserschutzwirkungen

Hochwasserschutzwirkungen wasserwirtschaftlicher Maßnahmen zeigen sich im hydrologischen Bereich vor allem als Veränderung des Hochwasserabflusses sowie seiner Dauer und Eintrittswahrscheinlichkeit, der Fließgeschwindigkeit und der Wasserstände. Als Bezugsgröße wird in der Regel der Scheitelabfluss, verbunden mit der entsprechenden Wahrscheinlichkeit, verwendet. Diese hydrologischen Veränderungen bewirken ökonomisch bewertbare Hochwasserschutzeffekte. Eine Übersicht über eine mögliche Einteilung ökonomisch bewertbarer Hochwasserschutzwirkungen in verschiedene Nutzungskategorien mit den zugehörigen Teil- und Einzelnutzen gibt Tabelle 6.1-6.

Tabelle 6.1-6: Zusammenstellung der ökonomischen bewertbaren Nutzungsarten im Hochwasserschutz (nach DVWK, 1985)

Verhinderte Schäden	Aufwandsänderungen	Produktivitäts- bzw. Bodenwertänderungen	Indirekte und induzierte Effekte
Personenschäden	**Gewässerunterhaltung**	**Landwirtschaft**	**Indirekte Effekte**
Sachschäden	**Erhaltung von Landschaftsteilen**	- Intensivierung	**Induzierte Effekte**
- Privater Wohnbereich	**Verkehrsunterbrechungen und -umleitungen**	- Höherwertige Landnutzung	
- Öffentlicher Bereich	**Sonstige Aufwendungen**	**kommunaler, gewerblicher und industrieller Bereich**	
- Handel und Gewerbe			
- Landwirtschaft			
- Infrastruktureinrichtungen			
- Landschaft			
Schäden an land- und forstwirtschaftlichen Kulturen und Böden			
- Grünland			
- Ackerland			
- Forsten			
Viehschäden			

6.1.9 Kosten-Wirksamkeitsanalysen in der Praxis

Bei der konkreten Aufstellung eines einzugsspezifischen Hochwasserschutzkonzeptes werden generell mehrere Alternativen/Varianten untersucht, die sich gewöhnlich nicht trennscharf in "technische und wasserbauliche" sowie "natürliche und dezentrale" Maßnahmenbündel unterscheiden lassen. Vielmehr bestehen die Varianten meistens aus verschiedenen Kombinationen des technischen Hochwasserschutzes, des dezentralen und natürlichen Hochwasserschutzes sowie der weitergehende Hochwasservorsorge (vgl.Kapitel 6.1.6).

Tabelle 6.1-7: Grobe Charakterisierung der Vor- und Nachteile unterschiedlicher Hochwasserschutzmaßnahmen (Buck, 1995)

Hochwasser-schutzgrad	Maßnahmen und Konzepte	monetäre Kosten der Maßnahmen	Auswirkungen auf Nutzung im natürlichen Überschwemmungsgebiet	Auswirkungen auf Naturnähe von Gewässer / Talaue
gering Schutz gegen kleine bzw. häufige Hochwasserereignisse	◦ keine Maßnahmen ◦ (dezentrale) Maßnahmen im Einzugsgebiet ◦ Erhaltung der natürlichen Retention im Überschwemmungsgebiet	+ keine / gering	ohne / geringe Nutzung (keine od. Grünland): + keine oder nur geringe Schäden - Verzicht auf intensivere Nutzung (höhere landw. Erträge, bauliche Nutzung) bei intensiverer Nutzung (Acker, Bebauung, Verkehrsanlagen): + höhere Erträge in hochwasserfreier Zeit - häufige Schäden	keine oder gering positive oder gering negative
hoch Schutz auch gegen große bzw. seltene Hochwasserereignisse	wasserbauliche Maßnahmen ◦ zur Erhöhung des Abflussvermögens: z.B. Deiche, Flutmulden,... ◦ zur Vergrößerung der Retention: z.B. tech. Hochwasserrückhalteräume	- hoch	intensivere Nutzung (Bebauung, Verkehrsanlagen): + Schadensminderung + höhere Erträge bzw. Bodenwert und Schutz von Leben über lange Zeit - bei sehr selten Ereignissen sehr hohe Schäden	insgesamt große negative im Gewässer und in der Talaue

+ positive Auswirkung
- negative Auswirkung

Unabhängig von den zu verwendenden Bewertungsansätzen (vgl. Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen, LAWA, 1998) sind zunächst die hydraulischen und hydrologischen Grundlagen und Randbedingungen des Einzugsgebietes zu bestimmen. Auf dieser Basis sind die sinnvollen und zielkonformen Maßnahmen zusammenzustellen. Die anschließende Bestimmung der Maßnahmenwirkungen (Verhinderung von Schäden) ist komplex und umfasst u.a. die Bewertungsbereiche: Menschenleben, ökonomische Werte, gesellschaftliche Werte, ökologische Schäden. Bei den zu berücksichtigenden Kosten sind Investitionskosten und laufende Kosten zu unterscheiden.

Tabelle 6.1-8 gibt eine qualitative Zusammenstellung der zeitlichen Realisierbarkeit, der Kosten und der zu erwartenden Effektivität der Schadensbegrenzung für die einzelnen Hochwasserschutzkonzeptionen, die von der IKSR erarbeitet wurden.

Tabelle 6.1-8: Abschätzung der Realisierbarkeit, Kosten und Effektivität von Hochwasserschutzmaßnahmen (IKSR, 1995 - Grundlagen und Strategie zum Aktionsplan)

Art der Maßnahmen	Fristen [1)]	Kosten	Effektivität zur Schadensbegrenzung
Technischer Hochwasserschutz	mittel/langfristig	o	++
Dezentraler und natürl. Hochwasserschutz	langfristig	++	o/+
Weitergehende Hochwasservorsorge	kurz/mittelfristig	+	+++

[1)]

Kurzfristig:	unter besten Bedingungen machbar	< 3 Jahre
Mittelfristig:		3 - 10 Jahre
Langfristig:		> 10 Jahre

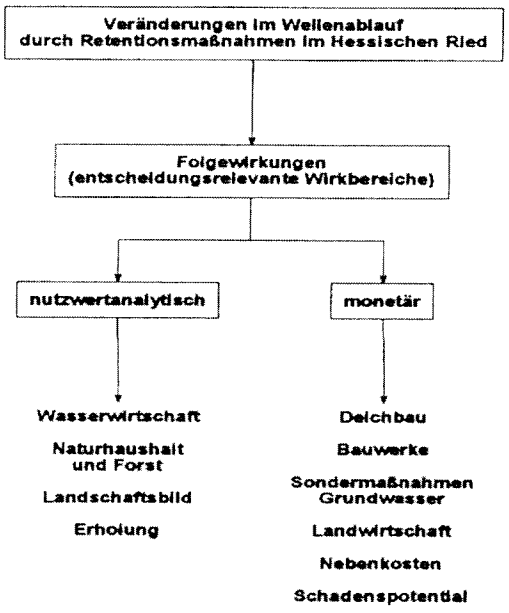
Beispiel "Retentionsmaßnahmen im Hessischen Ried"

In der vom Land Hessen in Auftrag gegeben Studie "Hochwasserschutz am Rhein – Variantenuntersuchung" (Land Hessen, 1994) erfolgte der abschließende Variantenvergleich mittels einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse. Die Variantenuntersuchung hatte zum Ziel, alle bisher durchgeführten Einzeluntersuchungen systematisch aufzuarbeiten, zu aktualisieren und hinsichtlich folgender Aspekte vergleichend gegenüberzustellen:

- Hydraulische Wirksamkeit
- Ökologie
- Boden und Grundwasserverhältnisse
- Landwirtschaftliche Auswirkungen
- Landschaftsbild
- Forstwirtschaft
- Erholungsfunktion
- Schadenspotenzial unterhalb der Mainmündung
- Bautechnischer Aufwand
- Kosten.

Zur Betrachtung der gesamtwirtschaftlichen Effizienz der Varianten erfolgte die Gegenüberstellung der monetär zu bewertenden Wirkbereiche in Form der Projektkosten und der nicht monetär zu beurteilenden Wirkbereiche Wasserwirtschaft, Naturhaushalt sowie Landschaftsbild und Erholung, die in Form einer Nutzwertanalyse zusammengefasst wurden (s. Abbildung 6.1-8).

Abbildung 6.1-8: Wirkbereiche der Retentionsmaßnahmen im Hessischen Ried (Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium, 1995)



Für den Teilaspekt der Wasserwirtschaft lassen sich bspw. die spezifischen Projektkosten der verschiedenen Varianten als Projektkosten bezogen auf das gesteuerte Retentionsvolumen einer Variante in [DM/m^3] ausdrücken. Eine weitere Möglichkeit bietet sich im Vergleich der Projektkosten, bezogen auf die erreichte Wasserspiegelabminderung am Pegel Mainz in [DM/cm]. Beide Kennzahlen ermöglichen einen Vergleich von Varianten nach dem Effizienzprinzip.

6.1.10 Zusammenfassende Schlussfolgerungen

Hochwasser ist eine schwer kalkulierbare Naturgewalt, und das Schadenspotenzial bei Hochwasserereignissen ist sehr hoch. Der Schutz vor Hochwasserereignissen bewegt sich im Spannungsfeld zwischen zwei Möglichkeiten: Einerseits das Abflussgeschehen selbst (Abflussvolumen und Wellenform bzw. Spitzenabfluss) zu beeinflussen und andererseits mehr Vorsorge zur Schadensminderung zu treffen (vgl. Kapitel 6.1.3).

Die dokumentierten Hochwasserschäden werden ungefähr zu gleichen Teilen durch Ereignisse kleinerer bis mittlerer Jährlichkeit und die seltenen Extremereignisse mit großer Jährlichkeit hervorgerufen (Mock, 1991). Die Extremhochwasser mit großen Schadenssummen gehen jedoch, bedingt durch das seltene Auftreten, zu einem ge-

ringeren Teil in die mittlere jährliche Schadenserwartung ein (Wegner, 1992). In einer langjährigen Statistik der baden-württembergischen Hochwasserversicherung kommt zum Ausdruck, dass 60 % der Schadensregulierungen räumlich verteilt in der Fläche des Einzugsgebietes angefallen sind (LAWA, 1995). Nachhaltige Maßnahmen zur Verhinderung von Hochwasser (-schäden) sind daher nicht nur in den großen Flusstälern, sondern auch in den kleinen Einzugsgebieten und in der Fläche zu treffen.

Betrachtet wurden nur Maßnahmen des natürlichen und dezentralen Hochwasserschutzes, da nur sie im Zusammenhang mit einem nachhaltigen Schutz von Fließgewässern zu sehen sind. Mit Hilfe natürlicher und dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen können nachweislich die anthropogenen hydrologischen Veränderungen im Einzugsgebiet teilweise ausgeglichen und somit die anthropogene Verschärfung des Hochwasserabflusses im bestimmten Umfang rückgängig gemacht werden (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1998; LAWA, 1995; IKSR, 1998a; UBA, 1998).

In kleinen Einzugsgebieten werden die Abflussreaktionen bei Starkniederschlägen mittlerer Eintrittswahrscheinlichkeit sehr stark durch die Gebietseigenschaften bestimmt (Bronstert et al., 1995). Durch anthropogene Beeinflussungen des Naturhaushaltes (bspw. Urbanisierung, intensive Land- und Fortwirtschaft und Gewässerausbau) kann es somit in den regionalen Einzugsgebieten zu einer teilweise massiven Hochwasserverschärfung kommen.

Die Möglichkeiten der Reduzierung der Hochwasserabflussspitze mit Hilfe natürlicher und dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen und ihre Wirksamkeit müssen sehr einzugsspezifisch beurteilt werden. Diese Tatsache wurde durch eine Reihe von Modellrechnungen bestätigt. Der Wasserrückhalt wird maßgeblich durch die Art des Bewuchses und des Bodens, die Art der Ausbildung des Geländes und die Dichte des Flussnetzes beeinflusst, er ist damit auch sehr gebietsspezifisch. Generell nimmt die Möglichkeit einer positiven Einflussnahme des Abflussgeschehens mittels dezentraler Maßnahmen mit steigender Jährlichkeit des Abflussereignisses und der Zunahme der Einzugsgebietsgröße ab. In Einzugsgebieten, in denen eine anthropogene Verschärfung der Hochwassersituation anzutreffen ist und geeignete Randbedingungen zur Durchführung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen vorzufinden sind, kann mit einem auf das jeweilige Einzugsgebiet abgestimmten Maßnahmenkatalog ein nachhaltig wirksamer Beitrag zum Hochwasserschutz geleistet werden (Assmann et al., 1998; Londong, 1995). Die qualitative Einschätzung der Wirkungen von dezentralen, natürlichen Maßnahmen zum Hochwasserschutz wurde in Abbildung 6.1-7 verdeutlicht. Eine Quantifizierung der Effekte ist grundsätzlich schwierig und in allgemeiner Form nicht möglich. Die konkrete Wirksamkeit der Maßnahmen zur Verbesserung des Hochwasserschutzes ist stark von den Einzugsgebietsparametern (Topographie, Hydrogeologie, Pedologie, Vegetation) sowie den hydrometeorologischen Parametern abhängig (Tönsmann, 1995a; Poh-

le/Wegner, 1995; IKSR 1998a; Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1998).

Eine Vorkehrung gegen die auch natürlicherweise vorkommenden, extremen Hochwasserereignisse (HQ_{200} – HQ_{1000}) kann mit dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen (alleine) nicht gewährleistet werden (Tönsmann, 1995b; IKSR, 1998a). Aufgrund der Entstehung dieser Extremhochwasser ist eine Beeinflussung des Abflussgeschehens nur in einem beschränktem Maße möglich (Naef et al., 1998; Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1998) und eine Reduzierung des Schadenspotenzials kann nur mit Hilfe technischer Schutzmaßnahmen und mittels weitergehender Hochwasservorsorge erreicht werden. Für große Einzugsgebiete lässt sich mit (einzelnen) dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen keine deutliche und steuerbare Verbesserung der Hochwassersicherheit verwirklichen. Um für ein größeres Flussgebiet eine nachhaltig wirksame Verbesserung erreichen zu können, müssten die dezentralen Maßnahmen großflächig im ganzen Einzugsgebiet durchgeführt werden, was praktisch nur schwer realisierbar ist (IKSR, 1998a; Tönsmann, 1995 a und b).

Bei der Wahl des Bemessungshochwassers und somit der Grundlage zur Dimensionierung des Hochwasserschutzes spielen Kosten- und Nutzenbetrachtungen eine entscheidende Rolle (DVWK, 1989). Entsprechend dem angestrebten Schutz- bzw. Sicherheitsgrad – ausgedrückt durch die Wiederholungszeitspanne des Bemessungshochwassers – ist einzugsspezifisch, d.h. unter Berücksichtigung der jeweiligen Randbedingungen, die Auswahl der notwendigen Hochwasserschutzmaßnahmen zu treffen.

Kosten der Maßnahmen des natürlichen und dezentralen Hochwasserschutzes sind nur spärlich verfügbar und für einzelne Standorte nur projektspezifisch zu quantifizieren. Folgende Kostenpunkte sind bei den einzelnen Maßnahmen zu beachten: Flächenbedarf, baulicher Aufwand, Betrieb und Unterhaltung. Beispielhaft wurden in Tabelle 6.1-4 die vom Projektausschuss "Hochwasser" der Deutschen Kommission zum Schutz des Rheins für die Umsetzung des Aktionsplans Hochwasser angegebenen Maßnahmenkosten wiedergegeben.

Der Nutzen von Hochwasserschutzmaßnahmen ergibt sich durch die Höhe der vermiedenen Hochwasserschäden. In natürlichen, unbesiedelten Gebieten treten keine Hochwasserschäden auf, weil Flora und Fauna an die periodischen Überflutungen der Gewässerauen angepasst sind. Schäden entstehen erst durch die Nutzungen des Menschen und deren Bewertung. Die Bestimmung der Wirkung von Hochwasserschutzmaßnahmen, d. h. die Quantifizierung der vermiedenen Schäden ist sehr komplex, da unterschiedliche Kategorien davon betroffen sind: sozio-kulturelle Schäden (u. a. Personenschäden), direkte und indirekte wirtschaftliche Schäden

sowie Umweltschäden. Eine Quantifizierung der einzelnen Schadenskategorien ist jedoch nur ansatzweise zu realisieren.

Als Fazit lässt sich damit festhalten, dass einerseits die Kosten für einzelne Standorte und deren Randbedingungen sehr unterschiedlich sein können und andererseits die Wirkungen sehr schwierig abzuschätzen sind. Natürliche und dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen einerseits sowie technische und wasserbauliche Maßnahmen andererseits lassen sich zudem in der Regel nicht scharf trennen. Auch dies erschwert die Quantifizierung von Kosten und Nutzen der natürlichen und dezentralen Maßnahmen. Kosten-Wirksamkeitsaussagen für derartige Maßnahmen sind daher, wenn überhaupt, nur sehr projektspezifisch möglich. Die Maßnahmen des natürlichen Wasserrückhalts können allerdings nicht als isoliertes Ziel des Hochwasserschutzes angesehen werden, sondern müssen vielmehr als Teil eines fachübergreifenden Flächen- und Gewässermanagements gesehen werden (IKSR, 1998a und b).

6.2 Informatorische Maßnahmen zur Verringerung von Kupfer- und Zinkeinträgen aus der Außenverwendung im Baubereich

Im Hochbau gehören Kupfer und Zink zu den traditionell verwendeten Materialien für Regenrinnen, Fallrohre, Kamine, Dachabdichtungen, Verkleidungen etc. Auch das Eindecken ganzer Dächer mit diesen Materialien hat eine sehr lange Tradition, beschränkte sich früher jedoch auf einzelne repräsentative Objekte. Seit über zwanzig Jahren hat die Bedeutung von Metallen beim Decken von Dachteilen und ganzen Dächern sowie als Fassadenelemente erheblich zugenommen. Dies hat zum einen optisch-gestalterische Gründe, die einem Zeitgeist entsprechen ("Kühle / Klarheit / Modernität"), zum anderen spielt dabei die zunehmende Nutzung von Dachräumen als Wohn- und Arbeitsräume eine Rolle, die stark gegliederte Dachflächen mit unterschiedlichsten Neigungen und verschiedenartigen Öffnungen zur Folge hat. Hierfür bieten Metallbänder Vorteile bei der Verarbeitung und wegen des vergleichsweise geringen Gewichts der dünnen Schichten (Lehmann, 1995).

Gründe für die zunehmende Verwendung von Kupfer für Regenrinnen, Fallrohre, Verkleidungen auch im Wohnungsbau sind die Langlebigkeit und Wartungsfreiheit dieses Materials, sowie das Bedürfnis der Bauherren, hohe Qualitäts- und Komfortansprüche nicht nur auf die Innenräume zu beschränken, sondern in vielen Details auch beim Äußeren des Gebäudes sichtbar werden zu lassen. Diesem Bedürfnis wird von den Architekten und Handwerkern in der Regel nicht nur entsprochen, es wird zudem auch argumentativ unterstützt (vgl. z. B. "Faszination Kupfer", SSIV, 1999).

Dach- und Fassadenmaterialien aus Kupfer und Zink sind der Korrosion unterworfen, deren Umfang von der Luftfeuchte, Gehalten unterschiedlicher Schadstoffe (SO_2, Chlorid, NH_4, NO_x, O_3), weiteren klimatischen Einflüssen, der Dauer der Exposition sowie dem Umfang und der Art der Vorbehandlung beeinflusst wird. Mit den Niederschlägen wird ein Teil der Korrosionsprodukte von den exponierten Flächen abgetragen, wobei die Menge des Abtrags mit dem Regenwasser wiederum von zahlreichen Parametern beeinflusst wird: Intensität, Dauer und Häufigkeit der Niederschläge, Art der Korrosionsprodukte, Neigung der Flächen, Himmelsrichtung, in der die Flächen ausgerichtet sind (Faller, 1999; Odnevall Wallinder et al., 2000).

Aufgrund der zahlreichen genannten Einflussfaktoren ist sowohl der Umfang der Korrosion, als auch die mit dem Regenwasser von den Materialien abgeschwemmte Materialmenge lokal sehr unterschiedlich und auch zeitlich nicht konstant. Faller (1999) benutzt den Begriff der Abschwemmrate (engl. runoff; Dimension μm/a), um im Unterschied zur Korrosion die Materialmenge zu definieren, die tatsächlich mit dem Regenwasser von den Bedachungsmaterialien abgetragen wird. Diese Menge macht nur einen Teil des korrodierten Metalls aus, während der andere Teil als korrodierte Schicht auf der Metalloberfläche verbleibt. Diese Schicht bildet zu einem gewissen Grad einen Schutz gegen die weitere Korrosion, weshalb die Korrosionsraten im Zeitverlauf abnehmen, bei Kupfer schneller als bei Zink (hierbei spielt auch die Art der Korrosionsprodukte eine entscheidende Rolle). Die Abschwemmraten sind somit niedriger als die Korrosionsraten, sie bleiben jedoch zumindest in den ersten Jahren nahezu konstant (Faller, 1999). Faller geht deshalb davon aus, dass sich über einen längeren Zeitraum die Korrosionsrate der Abschwemmrate annähert, d. h. so viel Korrosionsprodukte ausgewaschen wie durch den Korrosionsprozess nachgebildet werden.

In den Tabellen 6.2-1 und 6.2-2 sind Ergebnisse von Bewitterungsversuchen für Kupfer- und Zinkdachelemente unterschiedlicher Autoren als flächenbezogene Abschwemmrate in $g/m^2 \cdot a$ wiedergegeben. Dabei ist nicht zwischen gelösten und partikulären Stoffkonzentrationen unterschieden, falls verfügbar wurden aber Angaben zum gelösten Anteil mit aufgenommen. Überwiegend handelt es sich um Messungen an Versuchsflächen, die mit unterschiedlicher Neigung gegen die Horizontale, in unterschiedlichen Himmelsrichtungen und standortabhängig bei verschiedenen Luftbelastungen der Bewitterung ausgesetzt wurden. Für reale Dächer liegen nur wenige systematische Untersuchungen vor, in einem Fall liegen den Ergebnissen Modellrechnungen zu Grunde (Anshelm et al., 1998). Die Ergebnisse zeigen, dass bei allen Autoren für Zink deutlich höhere Metallabträge als bei Kupfer ermittelt wurden. Im Vergleich zu früheren Angaben liegen die Werte in den Tabellen 6.2-1 und 6.2-2 zum Teil erheblich niedriger. Dies rührt zum einen daher, dass statt der Abschwemmraten teilweise auch Korrosionsraten ermittelt wurden (in den Tabellen sind nur Ergebnisse für Abschwemmraten aufgeführt, da nur diese für die Belastung des Dachablaufwassers ausschlaggebend sind). Zum anderen haben in den letzten

10 - 20 Jahren wegen der geringen SO_2-Gehalte der Luft die Korrosionsbelastungen und damit auch die Abschwemmraten abgenommen (Landner/Lindström, 1999). Die Bandbreiten der wiedergegebenen Ergebnisse spiegeln jedoch nicht nur die unterschiedlichen Zeiträume der Messungen, sondern auch die unterschiedlichen Luftbelastungen (neben den SO_2-Gehalten vor allem auch Chloridbelastungen in Meeresnähe) und klimatischen Einflüsse wider. Faller (1999) rechnet in stärker belasteten Gebieten und unter Meereseinflüssen mit höheren Abschwemmungen als an dem untersuchten Standort. Wegen der Vielzahl der Einflussgrößen ist eine Zuordnung zu einzelnen Parametern nur eingeschränkt möglich, da sie im Freilandversuch nicht systematisch einzeln bestimmt und beeinflusst werden können.

Tabelle 6.2-1: Abschwemmraten für Kupfer von geneigten Flächen nach verschiedenen Literaturangaben

Literaturquelle	**Abtrag in [g/m^2 . a]**	**Konzentration im ablaufenden Wasser in [mg/l]**	**Gelöster Anteil**
Leuer, 1995	3,3[1)]	4,5 - 4,8[2)]	
Striebel[3)], 1997	10 - 30	3 - 10	90 %
Priggemeier, 1998	2,4	3,0	40 %
Anshelm et al.[4)], 1998	0,9 -2,6		
Faller[5)], 1999	1,8	2,0	
Odnevall Walinder et al.[6)], 2000	1,3 - 1,5		

1) Mittelwert für reale Dächer (5 beprobte Regenereignisse).
2) Unterschiedliche Dächer sowie Regenmenge und -intensität.
3) Abgeschätzte Daten nach unterschiedlichen Literaturangaben.
4) Modellierte Korrosionsraten für Deutschland im 4. Jahr, die entsprechend den Ergebnissen von Faller (1999) in Abschwemmraten umgerechnet wurden.
5) Messungen an Versuchsflächen in Dübendorf, Schweiz.
6) Stockholm, niedrige SO_2-Gehalte der Luft.

Tabelle 6.2-2: Abschwemmraten für Zink von geneigten Flächen nach verschiedenen Literaturangaben

Literaturquelle	Abtrag in [g/m² . a]	Konzentration im ablaufenden Wasser in [mg/l]	Gelöster Anteil
Lehmann, 1995	5,2 - 5,7 (7° Neigung) 4,1 - 4,5 (45° Neigung)		
Striebel[1], 1997	10 - 50	3 - 45	80 %
Priggemeier, 1998	4,8	6,0	60 %
Anshelm et al.[2], 1998	3,0 - 12,3		
Faller[3], 1999	3,6	4,0	
Odnevall Walinder et al.[4], 2000	4,5 - 5,7		

[1] Abgeschätzte Daten nach unterschiedlichen Literaturangaben.
[2] Modellierte Korrosionsraten für Deutschland im 4. Jahr, die entsprechend den Ergebnissen von Faller (1999) in Abschwemmraten umgerechnet wurden.
[3] Messungen an Versuchflächen in Dübendorf, Schweiz.
[4] Industriegebiet (Belgien), hohe SO_2-Gehalte der Luft.

In der Literatur werden Beispiele für Belastungen von Dachablaufwässern mit Kupfer und Zink wiedergegeben (UBA, 2001), die deutlich über den erlaubten Einleitewerten für industrielle Direkteinleiter in die Gewässer bzw. für Indirekteinleiter in die Kanalisation liegen. Neben erhöhten Luftbelastungen und besonderen klimatischen Einflüssen spielen dabei auch die Größe der betroffenen Metallflächen sowie deren Neigung eine entscheidende Rolle (für senkrechte Verkleidungen sind aufgrund der geringeren Benetzung deutlich niedrigere Abschwemmraten zu erwarten). Auch wenn man davon ausgehen kann, dass der Eintrag von Kupfer und Zink aus der Außenverwendung im Baubereich in älteren Literaturangaben häufiger überschätzt wurde, muss man dennoch von einem spürbaren Beitrag dieses Pfades zu der Belastung von Gewässern, bzw. im Fall von Mischkanalisationen zusätzlich zur Belastung kommunaler Klärschlämme, ausgehen (vgl. Böhm et al., 2001).

Die Metallabträge sind aus ökologischer Sicht vor allem dort von Bedeutung, wo über die Trennkanalisation Dachablaufwasser direkt in kleine Gewässer eingetragen wird sowie bei einer Versickerung des Dachablaufwassers, da dies zu einer Anreicherung der Schwermetalle in den oberen Bodenschichten führt. Diese Anreicherung wird an Bedeutung gewinnen, da zunehmend eine Versickerung von Regenwasser angestrebt wird (vgl. Kapitel 3.2) und Richtwerte für die Bodenbelastung

schon nach wenigen Jahren erreicht werden können (Boller, 1998). Stotz/Krauth (1998) geben für Niederschlagswasser unterschiedlicher Herkunft und Verschmutzung in Abhängigkeit vom Verhältnis der angeschlossenen Fläche zur Versickerungsfläche rechnerische "Standzeiten" für die Versickerungsfläche bis zum Erreichen des Bodenrichtwerts an. Zielgröße bei den Bodenrichtwerten ist der Schutz des Grundwassers. Von der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV, 2000) wurden daher Empfehlungen für die Versickerung von Regenwasser - unter Berücksichtigung des Quotienten der angeschlossenen befestigten Fläche zur versickerungswirksamen Fläche sowie der Vorbelastungen – auch für metallische Dachflächen erarbeitet. Einzelne Bundesländer stellen Anforderungen an die Versickerung von Niederschlagswasser, das durch bestimmte Dachmaterialien belastet ist (z. B. Baden-Württemberg, 1999).

Als eine Möglichkeit (insbesondere bei großen Metalldachflächen) die Bodenbelastung bei der Versickerung bzw. die direkten Einträge in die Gewässer über die Trennkanalisation zu verringern, werden in der Schweiz und Deutschland Verfahren zur Abscheidung der Metalle aus dem Abwasserstrom im technischen Maßstab untersucht (EAWAG, 2001; Priggemeier, 1998). Die Systeme werden inzwischen auch kommerziell angeboten. Zu beachten ist dabei insbesondere, dass auch der erste Abfluss zu Beginn eines Regenereignisses, der besonders große Metallmengen enthält (first-flush-Effekt), von dem Abscheidesystem erfasst wird. Eine andere Möglichkeit wird in der Verwendung anderer Metalle, insbesondere für großflächige Abdeckungen gesehen. Faller (1999) ermittelte in seinen Untersuchungen für Aluminium, nicht rostenden Stahl und Titan praktisch vernachlässigbare Abschwemmraten. Er weist allerdings darauf hin, dass diese Werkstoffe bei ungünstigen Verhältnissen zu lokalen Korrosionserscheinungen (Lochkorrosion) neigen. Bei Aluminium ist wegen der Gefahr der Kontaktkorrosion der Kontakt mit Eisen- oder Kupferwerkstoffen zu vermeiden. Insgesamt sollten bei der Wahl der geeignetsten Lösung sowohl die ökologischen als auch die unterschiedlichen technischen Aspekte berücksichtigt werden und auch nicht metallische Werkstoffe mit in die Betrachtung einbezogen werden (Faller, 1999).

In der Schweiz wird derzeit in Zusammenarbeit zwischen dem Bundesamt für Umwelt (BUWAL), der EAWAG, der Materialprüfungsanstalt (EMPA) sowie dem Spenglermeister- und Installateur-Verband (SSIV) eine Empfehlung zur Verwendung von Metallen für Dächer und Fassaden erarbeitet (KBOB, 2000). Das Umweltbundesamt empfiehlt in einer Pressemitteilung und in seinem Sachstandsbericht (UBA, 2001), auf Kupferdächer möglichst zu verzichten oder sonstige Maßnahmen zu ergreifen, um die Umweltbelastungen durch Metallabträge zu vermindern. Dabei wird auch darauf hingewiesen, dass die bessere Umweltverträglichkeit von Alternativen noch nachzuweisen ist. Voraussetzung dafür, dass Bauherren und Architekten geeignete technische Lösungen einsetzen und damit Fälle von kritischen Umweltbelastungen vermeiden können, ist eine bessere Information über den aktuellen Kenntnisstand sowie mögliche Auswirkungen und Randbedingungen einzelner Lö-

sungen, um sie bereits im Vorfeld einer Entscheidung berücksichtigen zu können. Damit stellt sich die Frage nach den Möglichkeiten und Wirkungen informatorischer Maßnahmen und den Kosten, die dafür anzusetzen sind, wenn man Bauherren, Architekten und das betroffene Handwerk zu einem größeren Teil mit diesen Informationen erreichen will.

Im Sinne des Konzeptes der EU zur "Integrierten Produkt Politik" (Europ. Commission, 2001) wäre eine Produktkennzeichnung für umweltfreundliche Alternativen mit dem Umweltzeichen "Blauer Engel" eine Möglichkeit zur gezielten Information der in Betracht kommenden Anwender. Abgesehen davon, dass umweltfreundliche Alternativen wegen der zahlreichen Rahmen- und Anwendungsbedingungen für entsprechende Bauprodukte schwierig zu definieren und abzugrenzen sind, wäre jedoch nach Erfahrungen mit dem Deutschen Umweltzeichen der Erfolg der Kennzeichnung derartiger Produkte fraglich. Eine systematische Auswertung der Wirkungen des Umweltzeichens (Häßler et al., 1998) zeigt nur wenige Beispiele mit durchschlagendem Erfolg bei den Konsumenten und zudem eine eher rückläufige Tendenz in der Einschätzung der positiven Marktwirkungen durch die Zeichennehmer. Besonders positive Beispiele betreffen Produkte, deren Umweltfreundlichkeit für den Verbraucher gut vermittelbar ist (lösemittelarme Lacke; Recyclingpapier) oder die für den Konsumenten mit Kosteneinsparungen verbunden sind (energiesparende Haushaltsgeräte; Heizungsausrüstungen). Insgesamt erscheint den Zeichennehmern der Erfolg des Umweltzeichens bei den Verbrauchern schwer einschätzbar. Marktvorteile werden in der Regel nur für frühe Zeichennutzer gesehen. Trotz hohem Bekanntheitsgrad des Umweltzeichens entscheidet bei der Produktwahl in erster Linie der Preis – heute noch stärker als vor 10 - 15 Jahren (Kluft zwischen hohem Umweltbewusstsein und konkretem, alltäglichem Umweltverhalten). Eine gute Wirksamkeit des Umweltzeichens wird am ehesten bei der öffentlichen Beschaffung (Voraussetzung: entsprechende Empfehlungen) und beim professionellen Einkauf in Verbindung mit Umweltmanagementsystemen gesehen.

Für einen begrenzten Adressatenkreis bieten sich spezifische und gezielte Informationen als erfolgreicheres Instrument an. Im Baubereich sollten sich die informatorischen Maßnahmen vornehmlich an so genannte Multiplikatoren richten, die auf die Entscheidung von Bauherren einen großen Einfluss haben, da die Bauherren deren fachlicher Einschätzung vertrauen: Architekten, Klempner/Installateure, Verbraucherberatungsstellen. In diese Aktivitäten könnten dann die öffentliche Hand als Auftraggeber, Bauträgergesellschaften und gewerbliche Bauherren zusätzlich eingebunden werden (vgl. KBOB, 2000). Voraussetzung für den Erfolg bei diesen Adressaten ist, dass nicht nur Anstrengungen zur Vermittlung des Umweltproblems unternommen werden, sondern dass in Verbindung damit möglichst konkrete Alternativlösungen vorgestellt und ihre technische Eignung, deren Grenzen sowie die hiermit verbundenen Kosten erläutert werden. Die Lösungsvorschläge sollten die gesamte Palette der technischen Alternativen umfassen und jeweils die Randbedin-

gungen für deren Einsatz verdeutlichen. Das bedeutet, dass als Basis für die informatorischen Maßnahmen umfangreichere Unterlagen zu erarbeiten wären.

Zur Information könnten prinzipiell alle gängigen Medien der Öffentlichkeitsarbeit genutzt werden: Pressemitteilungen, Broschüren, Internet-Seiten, Messebeteiligungen, Fachveröffentlichungen, Rundfunk- und Fernsehbeiträge. Zudem könnte die Thematik in die fachliche Weiterbildung von Handwerk und Planern eingebracht werden. Die Kosten der informatorischen Maßnahmen hängen stark davon ab, in welchem Umfang welche dieser Elemente genutzt werden (naturgemäß entstehen i. d. R. hohe Kosten für Broschüren und Fernsehbeiträge, aber auch für die Erarbeitung von Unterlagen für Fortbildungsmaßnahmen und ggf. für Fachveröffentlichungen). Entscheidend für die Höhe der Kosten ist auch, inwieweit es gelingt, wichtige Multiplikatoren für ein Engagement in dieser Thematik zu gewinnen, d. h. insbesondere kostenfreie Fachveröffentlichungen, Rundfunkbeiträge, Tages- und Wochenpresse.

Noch schwieriger als die Kosten sind die Wirkungen derartiger Maßnahmen abzuschätzen. Selbst bei sehr aufwändigen Aktivitäten, die sich an Fachleute oder Verbraucher richten (z. B. Energiesparkampagnen, Abfallvermeidungsaktivitäten, Solarkampagne - vgl. z. B. Gruber/Böde, 2000) lässt sich nicht prognostizieren, ob sie von der (Fach-)Öffentlichkeit aufgegriffen und gewissermaßen zu einem Selbstläufer werden oder ob sie im anderen Extrem weitgehend im Sande verlaufen. Daher sind auch sehr grobe Abschätzungen zur Kosten-Wirksamkeit informatorischer Maßnahmen zur Verringerung von Kupfer- und Zinkeinträgen aus dem Baubereich nicht möglich.

7 Schlussfolgerungen

Die Ausführungen in Kapitel 2 haben aufgezeigt, dass es sich beim Nutzen und den Kosten des Gewässerschutzes keineswegs um eindeutige Begriffe bzw. Konzepte handelt. In Abhängigkeit von der gewählten Betrachtungsebene – einzelwirtschaftlich, Systemebene, makroökonomisch – ergibt sich ein jeweils anderes Verständnis von Kosten und Nutzen. Aber auch innerhalb der Betrachtungsebenen ist eine differenzierte Analyse der jeweils herangezogenen Bewertungsverfahren und der Konzepte erforderlich, um Missverständnisse und Fehlinterpretationen zu vermeiden. Folgende Punkte sind hierbei von besonderer Bedeutung:

- Der Nutzen des Gewässerschutzes besteht in den vermiedenen Umweltbelastungen; diese vermiedenen Kosten sind größtenteils extern, fallen zum Teil aber bereits heute an (z. B. erhöhte Aufwendungen zur Trinkwasseraufbereitung).
- Die Monetarisierung des Nutzens ist mit erheblichen Problemen behaftet; entsprechend sind die Ergebnisse von Kosten-Nutzenanalysen im Umweltbereich mit großen Unsicherheiten behaftet und führen zu disparaten Ergebnissen.
- Eine pragmatische Lösung der Messung des Nutzens besteht darin, physikalische Größen zur Quantifizierung der Reduktion der Umweltbelastung heranzuziehen. Dieser Weg wird von Kosten-Wirksamkeitsanalysen beschritten. Hierbei ist es z. T. notwendig, die vermiedenen Umweltschäden aus unterschiedlichen Einzelgrößen unter Einsatz multikriterieller Verfahren wie der Nutzwertanalyse zusammenzufügen.
- Auch die Erfassung und Ausweisung von Kosten wird von der methodischen Vorgehensweise beeinflusst. So hängt die Größenordnung der ausgewiesenen Kosten nicht nur von den zu berücksichtigenden kostenrelevanten Maßnahmenwirkungen (Systemgrenze), dem verwendeten Kalkulationszinssatz und der angesetzten Lebensdauer ab, sondern auch davon, wie künftige Kostensenkungen aufgrund technischen Fortschritts, Lerneffekte oder Kostendegression berücksichtigt werden. Entsprechend können auch Kostenangaben generell nur in Zusammenhang mit den methodischen Annahmen und der herangezogen Datenbasis interpretiert werden.

Ein wichtiger Schwerpunkt der durchgeführten Arbeiten lag in der methodischen Entwicklung einer Vorgehensweise zur Durchführung von Kosten-Wirksamkeitsanalysen im Bereich der Gewässerstruktur. Aufbauend auf der Klassifikation zur Gewässerstrukturgüte der LAWA wurde hier der Weg verfolgt, die unterschiedlichen Teilwirkungen mit einem nutzwertanalytischen Ansatz zusammenzufassen und damit eine Größe für die Gesamtwirkung von Maßnahmen zu generieren, die in Relation zu den Kosten gestellt werden kann. Die Erprobung dieses methodischen Ansatzes anhand konkreter Daten hat gezeigt, dass hiermit ein praktikabler Weg geschaffen wurde, um Kosten-Wirksamkeitsrelationen zu erstellen.

Ebenfalls untersucht wurden die Möglichkeiten, Kosten-Wirksamkeitsanalysen für den Bereich des Hochwasserschutzes durchzuführen. Dabei wurden nur die im Zusammenhang mit einem nachhaltigen Schutz von Fließgewässern relevanten Maßnahmen des natürlichen und dezentralen Hochwasserschutzes einbezogen. Die Untersuchungen zeigten jedoch, dass die Wirkungen dieser Maßnahmen (Wirkung bedeutet hier Verbesserung der Hochwassersicherheit bzw. Vermeidung von Hochwasserschäden) so stark von einzugsspezifischen Randbedingungen abhängig sind, dass keine allgemeinen Abschätzungen vorgenommen werden können. Hier spielen bspw. Topographie, Hydrogeologie, Vegetation, Besiedlungsdichte und Umfang sonstiger Hochwasserschutzmaßnahmen eine entscheidende Rolle. Auch stehen nur unzureichende Daten zu den Maßnahmenkosten zur Verfügung. Aussagen zur Kosten-Wirksamkeit natürlicher und dezentraler Hochwasserschutz-Maßnahmen können deshalb sinnvollerweise nur für konkrete Projekte erarbeitet werden.

Die Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalysen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft zeigen zwar ganz erhebliche Bandbreiten, andererseits liegen pro vermiedene Schadenseinheit die Kosten der einzelnen Maßnahmen zum Teil doch um Größenordnungen auseinander. Besonders deutlich ist dabei der Einfluss der für die jeweiligen Maßnahmen bestehenden Randbedingungen. Insgesamt lassen die Ergebnisse jedoch eine Priorisierung der Maßnahmen erkennen, da bei den Maßnahmen zur Versickerung im Misch- oder Trennsystem unter günstigen Bedingungen Einsparungen erzielt werden können und diese somit die vergleichsweise beste Kosten-Wirksamkeit erreichen. Unter ungünstigen Verhältnissen sind diese Maßnahmen jedoch mit hohen Kosten verbunden, die Kosten-Wirksamkeit ist in diesen Fällen dann sehr ungünstig. Ähnlich große Bandbreiten liegen auch bei den Maßnahmen zur Entsiegelung und zur Reduzierung der Fremdwassermenge vor.

Im Bereich der Landwirtschaft wurden Politikmaßnahmen untersucht, die ausgehend von unterschiedlichen Ansätzen zum Teil ähnliche Änderungen in den Produktionsweisen bewirken sollen und schon allein aus diesem Grund zu vergleichsweise nahe beieinanderliegenden Kosten-Wirksamkeitsrelationen führen. Wichtigstes inhaltliches Ergebnis der Arbeiten im Landwirtschaftsbereich ist es, dass bei der Verringerung der Stickstoffeinträge im Vergleich zu möglichen Maßnahmen im Bereich Siedlungswasserwirtschaft eine günstigere Kosten-Wirksamkeit erreicht wird (vgl. hierzu die Ausführungen in Kapitel 4.8). Auch deuten die Ergebnisse darauf hin, dass sich im Landwirtschaftsbereich die Maßnahmen gegenseitig verstärken, so dass ein Maßnahmenbündel die kosteneffizienteste Lösung bilden dürfte.

Bei der Reduktion der Phosphoreinträge ist hingegen die Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich der Siedlungsentwässerung teilweise deutlich günstiger als in der Landwirtschaft. Dies gilt einerseits für die Versickerung von Niederschlagswasser unter günstigen Randbedingungen, andererseits auch für die Phosphor-

Elimination in kleinen Kläranlagen (in die Untersuchung einbezogen wurde hier das Verfahren der Simultanfällung; für die biologischen P-Eliminationsverfahren sind allerdings im Durchschnitt ähnlich günstige Kosten-Wirksamkeiten zu erwarten, jedoch hängt das Ergebnis stärker von den Randbedingungen des Einzelfalls ab). Auch im Landwirtschaftsbereich spielen die spezifischen Bedingungen eines Einzugsgebietes eine wesentliche Rolle, so dass im konkreten Fall unterschiedliche Möglichkeiten genauer untersucht und verglichen werden müssen. Dies gilt insbesondere dann, wenn man die Phosphoreinträge in ein Flussgebiet um einen bestimmten Betrag reduzieren will und Maßnahmen in einem Bereich hierfür nicht ausreichen.

Die inhaltlichen Ergebnisse im Bereich der Gewässerstrukturmaßnahmen zeigen, dass die dynamischen Renaturierungsansätze "Unterstützende Entwicklung" und "Eigendynamische Entwicklung" zu favorisieren sind. Dabei ist die Schaffung naturraumtypischer Gewässerrandstreifen ein sehr wichtiger Bestandteil jedes Renaturierungsansatzes, da diese Voraussetzung für die Entstehung natürlicher Gewässerstrukturen sind. Randstreifen weisen außerdem zusätzliche positive Wirkungen in anderen Bereichen (diffuse Stoffeinträge, Hochwasserschutz) auf. In Restriktionsgebieten, in denen keine entsprechende Flächen zur Verfügung stehen (z.B. in Siedlungsbereichen) bestehen dagegen Möglichkeiten, durch kleinräumige Maßnahmen im Ufer- und Sohlenbereich und durch die Herstellung der Durchgängigkeit im Gewässer Verbesserungen zu erreichen.

Bei der Durchführung der Kosten-Wirksamkeitsabschätzungen bereiten insbesondere "weiche" Maßnahmen wie z. B. eine Intensivierung der Beratung besondere Schwierigkeiten bei der Quantifizierung. Der Grund hierfür liegt zum einen darin, dass die Ausgestaltung der Maßnahmen und die damit verbundenen Kosten in hohem Ausmaß zielgruppenspezifisch sind. Zum anderen müssen bei der Abschätzung der Wirkung unterschiedliche Parameter hinsichtlich des Entscheidungsverhaltens antizipiert werden, wie z. B. Durchdringungsgrade von Informationsangeboten und tatsächliche Verhaltensänderungen aufgrund eines verbesserten Kenntnisstandes. Bei der Abschätzung dieser Parameter besteht einmal das grundsätzliche Problem, dass Prognosen über das menschliche Verhalten prinzipiell unsicher sind. Zudem ist die Wirksamkeit in hohem Ausmaß von einer sorgfältigen Optimierung der Maßnahmen abhängig, so dass zuverlässige Einschätzungen über die Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen eigentlich erst abgeleitet werden können, wenn bereits erste Erfahrungen mit der Maßnahme vorliegen. Hinweise für die konkrete Abschätzung dieser Parameter können sinnvollerweise nur auf Basis von umfangreichen Pilotvorhaben und ihrer systematischen Evaluation erhalten werden.

Die Schwierigkeiten bei der Abschätzung der Kosten-Wirksamkeit weicher Maßnahmen deuten bereits darauf hin, dass Politikentscheidungen auch andere Faktoren als Kosten-Wirksamkeitsrelationen berücksichtigen müssen. Entsprechende Beispiele sind synergistische Wirkungen, die zwischen einzelnen Maßnahmen beste-

hen, oder übergreifende Wirkungen von Maßnahmen aus anderen Problemfeldern, die sich in den untersuchten Bereichen auswirken (secondary benefits = Zusatznutzen). Aus diesem Grund dürfen die Ergebnisse der Einzelkapitel nicht isoliert für sich selbst gesehen werden. Auch bereitet die Einbeziehung des technischen Fortschritts bei der Kostenabschätzung gegenwärtig noch erhebliche Probleme. Hier wird es in Zukunft darauf ankommen, Konzepte wie die Entwicklung von Lernkurven auf den Bereich des Gewässerschutzes zu übertragen. Darüber hinaus werden im Zusammenhang mit den Kosten von Maßnahmen immer wieder auch Verteilungsfragen thematisiert, obwohl sie im wissenschaftlichen Sinne ein anderes Kriterium als die Ausrichtung der Politik an Effizienzgesichtspunkten darstellen. Insgesamt wird deutlich, dass Politikentscheidungen nicht schematisch allein auf den Ergebnissen von Kosten-Wirksamkeitsanalysen aufbauen können, sondern weitere Aspekte miteinbeziehen müssen, die sich zum Teil einer Quantifizierung entziehen.

Maßnahmen zur Minderung der Umweltbelastungen wirken häufig auf unterschiedliche Probleme. Besonders ausgeprägt war dies bei den Maßnahmen im Bereich der Siedlungsentwässerung. Hier trägt bspw. ein und dieselbe Maßnahme dazu bei, gleichzeitig die Einträge mehrerer Schwermetalle zu vermindern, allerdings in jeweils unterschiedlichen Mengenverhältnissen. Um die Kosten-Wirksamkeit dieser Maßnahmen untereinander vergleichbar zu machen, wurde eine Normierung der Wirkung auf Schwermetall-Äquivalente vorgenommen, die sich an den in den Gewässergüteklassifizierungen vorgegebenen Konzentrationswerten orientierte. Allerdings muss bei derartigen Normierungen darauf geachtet werden, dass eine Orientierung an naturwissenschaftlich abgeleiteten Werten nur zwischen den Schadstoffen möglich ist, die durch vergleichbare Wirkungen gekennzeichnet sind. Sobald unterschiedliche Kategorien von Umweltproblemen betroffen sind (z.B. Abwasserdesinfektion – Eintrag von Schadstoffen), wäre es für eine Vergleichbarkeit der Maßnahmen erforderlich, den Nutzen der vermiedenen Umweltbelastungen zu quantifizieren, was nicht ohne Rückgriff auf die gesellschaftlichen Wertschätzungen der betroffenen Bereiche erfolgen kann.

Die für die drei Schwerpunktbereiche Gewässerstruktur, Siedlungsentwässerung und Landwirtschaft durchgeführten Berechnungen bezogen sich jeweils auf eine aggregierte räumliche Bezugseinheit, für die typisierte Durchschnittswerte herangezogen wurden. Zusätzlich wurden soweit möglich Bandbreiten mit angegeben, die zum einen den Einfluss unterschiedlicher Randbedingungen und zum anderen die mit den Daten verbundenen Unsicherheiten berücksichtigen sollen. Für die daraus abgeleiteten Kosten-Wirksamkeitsrelationen ist damit festzuhalten, dass sie nicht ohne weiteres für konkrete Einzelfälle herangezogen werden können. Bei der Umsetzung für ein konkretes Gewässer kommt ihnen damit vor allem die Funktion zu, Orientierungswerte und erste Größenordnungen zu signalisieren, die im konkreten Einzelfall jeweils der Überprüfung bedürfen.

Neben dieser – z. B. im Rahmen des Flussgebietsmanagements anfallenden – Orientierungsfunktion kommt den Kosten-Wirksamkeitsrelationen vor allem die Aufgabe zu, wichtige Informationsgrundlagen für die strategische Ausrichtung der Gewässerschutzpolitik zu liefern. Die Ergebnisse können als Dateninput für Szenarienrechnungen genutzt werden, die für die Politik sowohl den Grad der Zielerreichung der Umweltziele als auch die damit verbundene Größenordnung der Kosten angeben. Kosten-Wirksamkeitsanalysen stellen damit einen wichtigen Bestandteil einer rationalen Umweltpolitikgestaltung dar, wie sie z. B. vom Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) wiederholt eingefordert wurde.

8 Literaturverzeichnis

8.1 Literatur zu Kapitel 1 und 2

Arnold, V. (1988): Nutzen-Kosten-Analyse II: Anwendung. In: Handwörterbuch der Wirtschaftswissenschaften, Band 5, Gustav Fischer, Stuttgart/J.C.B. Mohr, Tübingen/Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen, S. 382-399.

Bechmann, A. (1978): Nutzwertanalyse, Bewertungstheorie und Planung.Haupt-Verlag, Bern/Stuttgart.

Bechmann, A. (1988): Nutzwertanalyse. In: Handwörterbuch der Wirtschaftswissenschaften, Band 9, Gustav Fischer, Stuttgart/J.C.B. Mohr, Tübingen/Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen, S. 799-812.

Blamey, R.K.; Bennett, J.W. ; Morrison, M.D. (1999): Yea-Saying in Contingent Valuation Surveys. Land Economics, Vol. 75 (1), S. 126-141.

BMU (1998): Umweltpolitik – Wasserwirtschaft in Deutschland. Bundesumweltministerium, Bonn.

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Walz, R.; Borchardt, D.; Henke, S. (1999): Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft - Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland. UBA-Texte 25/99, Berlin.

Buck, W.; Klaus, J.; Schmidtke, R.F. (Hrsg.) (1981): Wasserwirtschaftliche Projektbewertung. Mitteilung V der Kommission für Wasserforschung, Deutsche Forschungsgemeinschaft, Verlag Chemie, Weinheim.

Den Besten, P. J.; Schmidt, C.A.; Ohm, M.; Ruys, M. M.; Van Berghem, J.W.; Van De Guchte, C. (1995): Sediment Quality Assessment in the Delta of Rivers Rhine and Meuse Based on Field Observations, Bioassays and Food Chain Implications. Journal of Aquatic Ecosystem Health, Vol. 4, (4), S. 257-270.

Dixon, J. A.; Scura, L. F.; Carpenter, R. A.; Sherman, P. B. (1996): Economic Analysis of Environmental Impacts. Earthscan Publ., London.

Duffield, J., W. (1992): Exon Valdez – Lost Recreation Use. In Duffield, J. W.; Ward, K.M. (Eds.): Natural Resource Damages: Law and Economics. Wiley & Sons, New York.

EFTEC; CSERGE; CES (1998): Framework to Assess Environmental Costs and Benefits for a Range of Total Water Management Options. Technical Report P2, Environment Agency, London.

Endres, A.; Holm-Müller, K. (1998): Die Bewertung von Umweltschäden, Theorie und Praxis soziökonomischer Verfahren. Kohlhammer, Stuttgart.

Endres, A. (1994): Umweltökonomie. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.

Enquete-Kommission Schutz des Menschen und der Umwelt (1998): Konzept Nachhaltigkeit – Vom Leitbild zur Umsetzung. Bonn.

Environment Agency (1998): Multi-Attribute Techniques for River Water Quality Improvements. Environment Agency, London.

Ewers, H.-J.; Schulz, W. (1982): Die monetären Nutzen gewässergüteverbessernder Maßnahmen – dargestellt am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin. UBA-Texte 3/82, Berlin.

Foster, J. (Ed.) (1997):Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment. Routledge, London.

Foundation for Water Research (1996): Manual on Assessing the Benefits of Surface Water Quality Improvements, FR/CL 0005, FWR Marlow, Bucks.

Freeman, A. (1993). The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. Resources for the Future, Washington DC.

Freeman, A.; Myrick. L. (1985): Methods for Assessing the Benefits of Environmental Programs. In: Kneese, A. V./Sweeney, J. L. (Eds.): Handbook of Natural Resources and Energy Economics (Vol. 1, pp. 223-270), Amsterdam.

Gardiner, J. L. (Ed.) (1991): River Projects and Conservation: A Manual for Holistic Appraisal. Wiley & Sons, Chichester.

Genschow, E.; Mull, R. (1997): Kosten-Wirksamkeits-Beziehungen als Bewertungskriterium für Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte. Korrespondenz Abwasser (44), Nr. 2, S. 239-248.

Gittinger, P. (1982): Economic Appraisal of Agricultural Projects. 2.Aufl., Johns Hopkins University Press, EDI.

Grupp, H. (1999): Umweltfreundliche Innovation durch Preissignale oder Regulation? Eine empirische Analyse für Deutschland. Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik. Band 219, Nr. 5 + 6, S. 611-631.

Hoheneck, F. (1993): Bewertungsmodelle als Entscheidungshilfe bei Umweltschutzinvestitionen. Centaurus-Verlags-Ges., Pfaffeneck.

IPCC (1995), Intergovernmental Panel on Climate Change, Working Group III: Second Assessment Report, Chapter 6: The Social Costs of Climate Change - Greenhouse Damage and the Benefits of Control, Genf.

Junckernheinrich, M.; Klemmer, P. (1992): Wirtschaftlichkeit des Umweltschutzes. Sonderheft 2/1992 der Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Analytica Verlag, Berlin.

Keeney, R.; Raiffa, H. (1976): Decision with Multiple Objectives. John Wiley & Sons, New York.

Klaus, J.; März, F.; Pflügner, W.; Schöttner, G. (1983): Pilotprojekt Bewirtschaftungsplan Leine, Band 12. Ökonomische Bewertung der Gewässergüte in Fließgewässern. UBA-Texte 31/83, Berlin.

Kopp, R.; Smith, V.K. (1989): Benefit Estimation Goes to Court: The Case of Natural Resource Damage Assessments. Journal of Policy Analysis and Management, Vol. 8, (4), S. 539-612.

Kreuzburg, J.; Müller, U. (1997): Volkswirtschaftliche Effizienz von Maßnahmen zum Gewässerschutz – Erarbeitung von Bewirtschaftungsstrategien für makroskalige Planungsräume. Korrespondenz Abwasser (44), Nr. 2, S. 220-238.

LAWA (1979), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: Leitlinien zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen in der Wasserwirtschaft, Stuttgart.

LAWA (1981), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser): Grundzüge der Nutzen-Kosten-Untersuchungen, Bremen.

LAWA (1998), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen, 6.Auflage, Stuttgart.

Lee, R. (1996): Externalities Studies: Why are the Numbers Different? In: Hohmeyer, O. u. a. (Hrsg.): Social Costs and Sustainability. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, S. 13-28.

Lillich, L. (1992): Nutzwertverfahren. Physica Verlag, Heidelberg.

Lutz, E.; Munasinghe, M. (1994): Integration of Environmental Concerns into Economic Analyses of Projects and Policies in an Operational Context. Ecological Economics, Vol. 10, (1), S. 37-46.

Macmillan D.C.; Harley, D.; Morrison, R. (1998): Cost-Effectiveness Analysis of Woodland Ecosystem Restoration. Ecological Economics 27, S. 313-324.

Mishan, E.J. (1982): Cost-Benefit Analysis: An Informal Introduction. 3. Auflage, Allen&Unwin, London/Boston.

Mull, R.; Kunst, S. ; Müller, U. (1999): Kosten-Wirksamkeits-Beziehungen im Gewässerschutz. Abschlussbericht über ein Forschungsvorhaben der Volkswagen-Stiftung, Hannover.

Munda, G. (1996): Cost-Benefit Analysis in Integrated Environmental Assessment: Some Methodological Issues. Ecological Economics 19, S. 157-168.

OECD (1989): Environmental Policy Benefits: Monetary Valuation, Paris.

OECD (1992): Benefits Estimates and Environmental Decision-Making, Paris.

OECD (1995): The Economic Appraisal of Environmental Projects and Policies: A Practical Guide, Paris.

Pearce, D. W.; Turner, R. K. (1990): Economics of Natural Resources and the Environment, Harvester Wheatsheaf, New York/London.

Pearce,D. W.; Whittington, D.; Georgiou. S.; James, D. (1994): Project and Policy Appraisal: Integrating Economics and the Environment, OECD, Paris.

Pearce, D.; Markandya, A. (1988): Environmental Policy Benefits: Monetary Valuation. OECD, Paris.

Pflügner, W. (1989): Nutzwertanalytische Ansätze zur Planungsunterstützung und Projektbewertung. Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 19, Bonn.

Pflügner, W. (1991): Pilotstudie zur Anwendung nutzwertanalytischer Verfahren. Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 22, Bonn.

Rickert, K.; Ruiz-Rodriguez, E.; Ruwenstroth, G. (1993): Fallbeispiel zur Nutzwertanalyse – Wasserwirtschaftliche Planung Emstal. Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 23, Bonn.

Rincke, G.; Rudolph, K.-U. (1979): Die Mehrdimensionale Bilanzrechnung - ein zielkonformes Entscheidungsmodell zur Beurteilung von Wasserversorgungsprojekten auf der Basis einer Nutzen-Kosten-Untersuchung nach § 7 LHO. Im Auftrag des MELF Nordrhein-Westfalen, Darmstadt.

Rudolph, K.-U. (Hrsg.) (1988): Projektbewertung von Talsperren. Vorträge zum Statusseminar am 30.11.1987 in Witten. Band 1, Schriftenreihe Wasser und Umwelt, Lehrstuhl für Umwelttechnik und -management, Universität Witten/Herdecke.

Schleich, J.; White D.; Stephenson, K. (1996): Cost Implications in Achieving Alternative Water Quality Targets. Water Resources Research, Vol. 32, (9), S. 2879-2884.

Schleich, J.; White, D. (1997): Cost Minimization of Nutrient Reduction in Watershed Management Using Linear Programming. Journal of the American Water Resources Association (ehemals Water Resources Bulletin), Vol. 33, (1), S. 135-142.

Schmidtke R.F. (1992): Grundlegende Aspekte der wasserwirtschaftlichen Projektbewertung. In: Schultz, G. (Hrsg.): Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen. Mitteilung X der Senatskommission für Wasserforschung, S. 7-19. Deutsche Forschungsgemeinschaft, Weinheim.

Schulz, W. (1989): Ansätze und Grenzen der Monetarisierung von Umweltschäden. Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Nr. 1, S. 55-72.

Schulz, W.; Schulz, E. (1991): Zur umweltpolitischen Relevanz von Nutzen-Kosten-Analysen in der Bundesrepublik Deutschland. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 3/91, S. 299-337.

Shabman, L.; Stephenson, K. (1996): Searching for the Correct Benefit Estimate: Empirical Evidence for an Alternative Perspective. Land Economics Vol. 72, (4), S. 433-449.

Smith, V.K. (1993): Nonmarket Valuation of Environmental Resources: An Interpretive Appraisal. Land Economics, Vol. 69, (1), S. 1-26.

SRU (1996): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Rat der Sachverständigen für Umweltfragen, Metzler-Poeschel, Stuttgart.

Stirling, A.(1997): Limits to the Value of External Costs. Energy Policy 25, (5), S. 517-540.

U.S.-EPA (1987), Environmental Protection Agency: EPA's Use of Benefit Cost Analysis: 1981-1986. EPA-230-05-87-028, Washington, D.C..

UN-ECE (1970): Die wirtschaftliche Bedeutung der Rhein-Main-Donau Verbindung. Studie der Berichtergruppe der Wirtschaftskommission für Europa, UN-ECE in Genf, München.

VDI (1991): Technikbewertung - Begriffe und Grundlagen, Richtlinie 3780, Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Düsseldorf.

Winje, D.; Lühr, H. P. (1991): Der Einfluss der Gewässerverschmutzung auf die Kosten der Wasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland. UBA-Berichte 2/91, Berlin.

Witte, H. (1989): Die Integration monetärer und nichtmonetärer Bewertungen. Ein Problem volkswirtschaftlicher Bewertungsansätze. Duncker & Humblot, Berlin.

WRRL-Wasserrahmenrichtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L327/1 - L327/71.

Zangemeister, Ch. (1976): Nutzwertanalyse in der Systemtechnik. 4. Auflage, Wittemannsche Buchhandlung, München.

Ziesing, H.-H.; Katscher, W.; Jochem, E.; Cames, M. u.a. (1999): Szenarien und Maßnahmen zur Minderung von CO_2-Emissionen in Deutschland bis 2020. Band 5 der Studien "Politikszenarien für den Klimaschutz". Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, Band 20, Jülich.

8.2 Literatur zu Kapitel 3

Adams, R. (1996): Dezentrale Versickerung von Niederschlagsabflüssen in Siedlungsgebieten. In: F. Sieker (Hrsg.): Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Bd. 14.

ATV-Arbeitsblatt A 128 (1992), Abwassertechnische Vereinigung: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. ATV-Regelwerk Abwasser-Abfall GFA, Hennef.

ATV-AG 1.4.3 (1994), Abwassertechnische Vereinigung: Umgang mit Regenwasser - derzeitiger Stand der Regenwasserbehandlung im Trennsystem. Korrespondenz Abwasser (41), Nr. 2, S. 304 – 310.

ATV-AG 2.1.6 (1997), Abwassertechnische Vereinigung: Bedeutung der Abwasserfiltration aus Sicht der Gewässer. Korrespondenz Abwasser (44), Nr. 3, S. 519 – 523.

ATV-FA 2.8 (1997), Abwassertechnische Vereinigung: Abwasserfiltration. Korrespondenz Abwasser (44), Nr. 3, S. 524 – 544.

ATV (1998), Abwassertechnische Vereinigung: ATV-Merkblatt 205 - Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. ATV-Regelwerk Abwasser – Abfall, GFA, Hennef.

ATV-FA 2.8 (1998), Abwassertechnische Vereinigung: Leistungstabelle über Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung nach biologischer Behandlung beim Belebungsverfahren. Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 7, S. 1335 – 1336.

ATV-AG 2.1.7 (1998), Abwassertechnische Vereinigung: Wirksamkeit gewässerbezogener Regenwasserbehandlung: Ist-Zustand und Handlungsbedarf. Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 7, S. 1330 – 1335.

ATV-AG 1.2.6 (1999), Abwassertechnische Vereinigung: Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten zur Angleichung an natürliche Abflussverhältnisse. Korrespondenz Abwasser (46), Nr. 4, S. 575-580.

ATV (2000), Abwassertechnische Vereinigung, ATV-DVWK-FA KA-7: Membranbelebungsverfahren. KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 10, S. 1547 – 1553.

Bäumer. K. A.; Coburg, R.; Asmussen, S.; Stadtfeld, R. (2000): Kosten und Finanzierung der Abwasserentsorgung in Deutschland. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 5, S. 722–731.

Behrendt, H.; Huber, P.; Opitz, D.; Schmoll, O.; Scholz, G.; Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, Berlin.

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Schempp, C. (2000): Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland. UBA-Texte 53/00, Berlin.

Boller, M. (1998): Regenwasser auf neuen Wegen. EAWAG-news 44D, Zürich, Januar 1998, S. 6-11.

Boller, M.; Häflinger, M. (1996): Verbleib von Schwermetallen bei unterschiedlicher Meteorwasserensorgung. Gas Wasser Abwasser, Nr. 1, S. 3-15.

Borchardt, D.; Fischer, J.; Mauch, E. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern: Ökologische und wasserwirtschaftliche Folgerungen. Wasser/Abwasser 139, S. 418 – 423.

Born, W. (1997): Bodenfilterbecken – eine sinnvolle Ergänzung zur konventionellen Regenwasserbehandlung? In: Wasser-Abwasser-Abfall, Schriftenreihe Universität GH Kassel, Band 18, Kassel.

Born, W.; Lambert, B.; Hohl, E.; Frechen, F.-B.; Hassinger, R. (2000): Bodenfilterbecken zur weitergehenden Mischwasserbehandlung. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 1, S.81–91.

Brombach, H.; Michelbach, S.; Wöhrle, Ch. (1993): Sedimentations- und Remobilisierungsvorgänge im Abwasserkanal. Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen (Abschlussbericht Teilprojekt 3), Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.

Brombach, H.; Wöhrle, Ch. (1997): Gemessene Entlastungsaktivität von Regenüberlaufbecken. Korrespondenz Abwasser (44), Nr. 1, S. 44-66.

Brombach, H.; Michelbach, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Berichte der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee IGKB, Nr. 49.

Brunner, P. G. (1994): Wirtschaftliche Gesichtspunkte bei der Konstruktion von Regenbecken. Zentraler Fachdienst Wasser – Boden – Abfall – Altlasten, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Handbuch Wasser 4, Heft 6.

Brunner P. G. (1998): Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Handbuch Wasser 4, Heft 10.

Bruns, J. (1999): Dynamische Koppelung von Regenwasserbehandlung und Abwasserreinigung bei Mischwasserzufluss. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 151, Oldenbourg Verlag, München.

Caesperlein, G.; Geiger, W. F. (1999): Regenwasserbehandlung nach ATV-A 128 bei modifizierten Mischsystemen. Korrespondenz Abwasser (46), Nr. 12, S. 1860-1865.

De Waal Malefijt, IR.A.J.W. (1982): Cadmium, Chrom, Kupfer, Blei, Nickel und Zink im häuslichen Abwasser und im Niederschlag. Holländische Fachzeitschrift H_2O, Nr. 14, S. 335 ff.

Decker, J. (1997): Auswirkungen des Fremdwassers auf die Abwasserableitung. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 158, Aachen.

Dittrich, J.; Gnirß, R.; Peter-Fröhlich, A.; Sarfert, F. (1997): Mikrofiltration von gereinigtem kommunalem Abwasser zur Keim- und Phosporentfernung. Korrespondenz Abwasser (44), Nr. 11, S. 2005 – 2018.

Dorau, W. (1999): Fragen zur Abwasserhygiene – Lösungsmöglichkeiten mit der Bio-Membran-Technik. Wasser&Boden (51), Nr.10, S. 7-10.

Dudey, J. (1999): Kosten und Gebührenfähigkeit des Fremdwassers. In: 5. Workshop Abwasser 1999: Fremdwasserproblematik. Pecher Software GmbH, Erkrath.

Ellwart, H.-P. (2000): Niederschlagswasser ökologisch orientiert bewirtschaften. wwt awt, Nr. 1, S. 46 – 48.

Firk, W.; Drensla, K. (2000): Erfahrungen mit dem Membran-Belebungsverfahren bei der kommunalen Abwasserreinigung. In: ATV-DVWK-Bundestagung 2000, ATV-DVWK-Schriftenreihe Bd. 20, GFA, Hennef.

Fischer, M. (1990): Fremdwasser im Kanal – jetzt noch teurer. Korrespondenz Abwasser (37), Nr, 10, S. 1196-1201.

Fischer, W.; Jessen, M.; Schulz, F.; Voss, K. (2000): Bewertung der Ergebnisse Untersuchungsprogramm 1999/2000 zum Bau und Betrieb Regenklärbecken Bordesholm. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.

Förster, J. (1998): Wasser aus Dachabflüssen: saubere Ressource oder belastetes Abwasser? 27. Abwassertechnisches Seminar. Dezentrale Abwasserbehandlung für ländliche und urbane Gebiete. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft. TU München.

Fuchs, S.; Haritopoulou, T.; Schäfer, M.; Wilhelmi, M. (1997): Heavy Metals in Freshwater Ecosystems Introduced by Urban Rainwater Runoff – Monitoring of Suspended Solids, River Sediments and Biofilms. Wat. Sci. Tech. 36, S. 277-282.

Fuchs, S. (1997): Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer – aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. Dissertation Universität Karlsruhe, Oldenbourg Verlag, München.

Fuchs, S.; Hahn, H.H. (Hrsg.) (1999): Schadstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft 96. Oldenbourg, München.

Geiger, W. F.; Dreiseitl, H. (1995): Neue Wege für das Regenwasser. Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten. Verlag Oldenbourg, München.

Geiger, W. F.; Wagner, A. (1998): Sind Regenüberläufe besser als ihr Ruf? Eine Immissionsbetrachtung. Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 7, S. 1301-1308.

Gieska, M.; Tanneberg, H.; van der Ploeg, R. (2000): Lokal erhöhte Schwermetallkonzentrationen in urbanen Böden durch Versickerung von Dachabflüssen. Wasser&Boden (52), Nr. 3, S. 41-45.

Grömping, M.; Haeske, J.; Kolisch, G. (1998): Separate Teilstrombehandlung von Prozesswasser der Schlammentwässerung kommunaler Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 12, S. 2275-2281.

Grünebaum, T. (1993): Stoffbezogene Kosten der kommunalen Abwasserreinigung. In: 26. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, GWA Bd. 139, Aachen.

Günder, B. (1999): Das Membranbelebungsverfahren in der kommunalen Abwasserbehandlung. Stuttgarter Bericht 153.

Hahn, H. H.; Fuchs, S.; Xanthopoulos, C. (2000): Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen - Endbericht. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.

Hamacher, R. (2000): Bau- und Betriebskosten von Anlagen zur Regenwasserversickerung. KA- Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 40, S. 560-568.

IKSR (1999), Internationale Kommission zum Schutz des Rheins: Rhein, Bestandsaufnahme der Einträge prioritärer Stoffe 1996, Koblenz.

Kaiser, M. (2000): Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung. EP, Nr. 11 S. 43-47.

Kasting, U. (2000): Hydraulisches Verhalten von Bodenfilteranlagen zur weitergehenden Misch- und Regenwasserbehandlung. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 10, S. 1481–1490.

Kollbach, J; Dorgeloh, E; Ohle, P. (1997): Ersatz einer Nachklärung bei kommunalen Kläranlagen durch den Einsatz von Membranverfahren. In: Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Band 158, Aachen.

Koppe, P.; Stozek, A. (1999): Kommunales Abwasser - Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess einschließlich Klärschlämme. 4. Auflage, Vulkan-Verlag, Essen.

LAWA (1998), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.

Leinweber, U.; Schmitt, T. G. (2000): Untersuchungen zur Versickerung und Regenwaserbehandlung in ländlichen Gemeinden. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 9, S. 1326–1337.

LfU (1998), Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.): Handbuch Wasser 4, Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem.

Londong, D. (1999): Die finanzielle Seite – Kosten und Finanzierung. In: Londong, D.; Nothnagel, A. (Hrsg.): Bauen mit dem Regenwasser. Oldenbourg Industrieverlag München.

Londong, D.; Nothnagel, A. (Hrsg.) (1999): Bauen mit dem Regenwasser. Oldenbourg Industrieverlag München.

Londong, D. (2000): Strategien für die Siedlungsentwässerung. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 10, S. 1434-1443.

Lopez-Pila, J.; Dürkop, J. (2001): Die Badesaison hat begonnen – wie sicher sind unsere Badegewässer. Umweltmedizinischer Informationsdienst, Nr. 3, S. 14 - 15.

Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwasserleitungen. In: Wasser-Abwasser-Abfall, Schriftenreihe Universität GH Kassel, Band 7, Kassel.

Meißner, E. (1997): Der neue Umgang mit Regenwasser - Möglichkeiten und Konsequenzen für die Kommunen. ATV-Landesgruppentagung 16./17. Oktober 1997. Abwassertechnische Vereinigung, München.

Mertsch, V. (1997): Regenwasserbehandlung im Mischsystem - Theorie und Wirklichkeit. In: Wasser-Abwasser-Abfall, Schriftenreihe Universität GH Kassel, Band 18, Kassel.

Michelbach, S.; Brombach, H.; Weiß, G. (2000): Abschätzung der Nährstoffausträge aus Abwasserkanalisationen im Einzugsgebiet des Bodensees. In: Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer. Texte 29/00, Umweltbundesamt, Berlin.

Milojevic, N. (1999): Sanierungskonzeption zur Fremdwasserreduzierung durch Kanalsanierung. In: 5. Workshop Abwasser 1999: Fremdwasserproblematik. Pecher Software GmbH, Erkrath.

Mohaupt, V.; Sieber, U.; Roovaart, J. van de; Verstappen, C.G.; Langenfeld, F.; Braun, M. (1998): Diffuse Sources of Heavy Metals in the German Rhine Catchment. 3rd International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution, 31.8.-4.9.1998, Edinburg.

Neumüller, J. (2000): Wirksamkeit von Grundwasser-Abgaben für den Grundwasserschutz. Schriftenreihe WAR Bd. 120, Darmstadt.

Otterpohl, R.; Oldenburg, M.; Büttner, S. (1999): Alternative Entwässerungskonzepte zum Stoffstrommanagement. Korrespondenz Abwasser (46), Nr. 2, S. 204-212.

Pecher, K. H. (1999): Kosten der Regenwasserableitung. Wasser Abwasser Praxis, Nr. 3, S. 35-38.

Pecher, K. H.; Geurts, S. (1999): Herkunft und Anfall von Fremdwasser. In: 5. Workshop Abwasser 1999: Fremdwasserproblematik. Pecher Software GmbH, Erkrath.

Pecher, R. (1998): Fremdwasseranfall im Kanalnetz – ein wasserwirtschaftliches Problem? Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 12, S. 2250-2258.

Raasch, U.; Köppner, T. (2000): Neuer Umgang mit Regenwasser. Wwt awt, Nr. 5, S. 15-18.

Rautenbach, R.; Voßenkaul, K.; Melin, T.; Ohle, P. (2000): Perspektiven der Membrantechnik bei der Abwasserbehandlung. In: Membrantechnik in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung. Begleitbuch zur 3. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik. Institut für Verfahrenstechnik der RWTH Aachen.

Rudolph, K.-U. (1999): Abwasserhygienisierung mittels UV und Ozon. Korrespondenz Abwasser (46), Nr. 6, S. 935 - 940.

Rudolph, K.-U.; Balke, H. (2000): Wirtschaftlichkeit der naturnahen Regenwasserentsorgung. KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 3, S. 410-417.

Schäfer, M.; Hahn, H.H.; Xanthopoulos, C. (1997): Entlastungstätigkeit und Schmutzstoffrückhalt von Regenüberlaufbecken im Einzugsgebiet der Alb – am Beispiel ausgewählter Mikroschadstoffe. In: Schmitt, T.G. (Hrsg.): Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2, Kanalisation. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft 66, Universität Karlsruhe.

Schäfer, M. (1999): Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtische Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 97.

Schäfer, M.; Hoffmann, E. (1997): Schadstoffmanagement auf Kläranlagen. In: Hahn, H.H., M. Wilhelmi (Hrsg.), Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Bd. 89, Oldenbourg Verlag, München.

Schiewer, S.; Meuser, K.; Wintgens, T. (2001): Verfahrenstechnische Aspekte des Verhaltens von endokrinen Substanzen in Kläranlagen. Wasser&Boden (53), Nr. 1+2, S. 10 – 15.

Schilling, W.; Weyand, M.; Broll-Bickhardt, J. (1999): Steuerung im Kanalnetz zur Minimierung der Entlastungen. Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1998: Mischwasserbehandlung. Heft 108, TU Darmstadt.

Schmidt, A. (2000): Mengen, Charakteristik und Probleme des Fremdwasseranfalls auf kommunalen Kläranlagen in NRW. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 177, Aachen.

Schmidt, G. (2000): Identifizierung gewässerökologischer Schäden durch Mischwassereinleitungen. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 6, S. 882 – 889.

Schmitt, T. G. (1998): Auswirkungen von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung auf den Schmutzstoffaustrag in Mischsystemen. Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 5, S. 914-921.

Schmitz, S.; Paulini, I. (1999): Bewertung in Ökobilanzen, Version '99. UBA-Texte 92/99, Berlin.

Schmoll, O. (1998): Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen in die Flußgebiete Deutschlands: Notwendigkeiten und Möglichkeiten ihrer weiteren Verringerung. Diplomarbeit an der Technischen Universität Berlin.

Schneidmadl, J.; Fuchs, S.; Hillenbrand, T. (2000): Vergleichende Ökobilanz unterschiedlicher Abwasserkonzepte. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 5, S. 681-696.

Schröder, M. (1997): Kosten und Nutzen von Abwasserfilteranlagen. In: Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Band 158, Aachen.

Schröter, F. (2000): Anforderungen der Raumplanung an eine Entsiegelungsverordnung. Wasser& Boden (52), Nr. 3, S. 46-49.

Sieker, F.; Lammersen, R.; Ristenpart, E. (1993): Bilanzierung von Schmutzstoffeinleitungen aus dem Niederschlagsabflussgeschehen in einem Gewässer. Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen (Abschlussbericht Teilprojekt 7), Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.

Sieker, F.; Rudolph, K.-U. (1993): Generelles Regenwasserkonzept für das Gewerbegebiet Dahlwitz-Hoppegarten. Unveröffentlichte Ingenieurplanung.

Spengler, P.; Möhle, E.; Körner, W.; Metzger, J.W. (2000): Monitoring von östrogenartig wirkenden Substanzen in Kläranlagenabläufen in Baden-Württemberg. Vortrag zum 2. Workshop des DFG Graduiertenkollegs AGEESA, Aachen, Juni 2000.

StaBu, Statistisches Bundesamt (1998): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 1995. Fachserie 19, Reihe 2.1, Metzler-Poeschel, Stuttgart.

Stotz, G.; Knoche, G. (2000): Herkunft und Auswirkungen von Cn, Zn, Pb, Cd und Hg aus diffusen Quellen auf die Oberflächengewässer. UBA-Vorhaben Nr. 297 24 519.

Stotz, G.; Krauth, K. (1998): Bemessung der Versickerungsfläche nach dem Bodenbelastungspotenzial. Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 9, S. 1689-1699.

Vink, R. (2000): Present and Future Quality of Sediments in the Rhine Catchment Area. Institute für Environmental Studies (IVM), University of Amsterdam

Voss, K. (1998): Immissionsbewertung zur Einleitung des von befestigten Flächen abfließenden Niederschlagswassers. In: Jahresbericht 1998, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.

Weiß, G.; Michelbach, S. (1998): Strategie zur wirtschaftlichen Phosphor-Rückhaltung in Regenüberlaufbecken und Kläranlagen. Im Auftrag der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee; UFT Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH, Bad Mergentheim.

Weyand, M.; Willems, G. (1999): Behandlung von Niederschlagswasser im Mischsystem. gwf Wasser Abwasser, Nr. 12, S. 816–826.

Wolf, M.; Milojevic, N. (2000): Ermittlung der Abkopplungspotenziale in der öffentlichen Kanalisation durch dezentrale Niederschlagswasserbeseitigung. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 10, S. 1454 – 1464.

8.3 Literatur zu Kapitel 4

ATV-AG 2.1.6 (1997), Abwassertechnische Vereinigung: Bedeutung der Abwasserfiltration aus Sicht der Gewässer. Korrespondenz Abwasser (44), Nr. 3, S. 519 – 523.

Bach, M.; Frede, H.-G; Lang, G. (1997): Entwicklung der Stickstoff und Phosphorbilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Studie im Auftrag des Arbeitskreis Düngung (BAD). Frankfurt am Main.

Bach, M.; Rode, M.; Frede, H.-G. (1992): Abschätzung der kurzfristig möglichen Verminderung der Stickstoffdüngung in der Landwirtschaft im Bundesgebiet (westliche Bundesländer). VDLUFA-Kongressband 1992 – Ökologische Aspekte extensiver Landbewirtschaftung, S. 159 – 162.

Bäckman, S. (1999): Literature Review on Levies and Permits. In: van Zeijts, H. (Hrsg.): Economic Instruments for Nitrogen Control in European Agriculture, Center for Agriculture and Environment, Utrecht, S. 41-61.

Beckenbach, F. (2000): Beschränkte Handlungsrationalität und Theorie der Unternehmung. In: Pfriem, R.; Beschormer, T. (Hrsg.): Evolutorische Ökonomik und Theorie der Unternehmung, Metropolis Verlag, Marburg, S. 51-89.

Becker, H. (1992): Reduzierung des Düngemitteleinsatzes – Ökonomische und ökologische Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung des Düngemitteleinsatzes. In: Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 416, Münster.

Becker, R. (1996): Regional differenzierte Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffüberschüssen mittels Stickstoff-Bilanzen. Dissertation, Universität Gießen. "Boden und Landschaft", Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 11.

Behrendt, H. (2001): Persönliche Mitteilungen auf Basis einer gezielten Auswertung der aktuellen Datenbasis von Moneris.

Behrendt, H.; Huber, P.; Opitz, D.; Schmoll, O.; Scholz, G.; Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, Berlin.

BMELF (1999): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 1999. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.

BMU (1998): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland – Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Schempp, C. (2000): Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland. UBA-Texte 53/00, Berlin.

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Walz, R.; Borchardt, D.; Henke, S. (1999): Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft – Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland. UBA-Texte 25/99, Berlin.

Dabbert, S. (2000): AGENDA 2000: Einzelbetriebliche Anpassungsstrategien in der Landwirtschaft. In: Agrarsoziale Gesellschaft (Hrsg.): Anpassungsstrategien in Landwirtschaft und ländlichen Räumen zur Jahrtausendwende, Göttingen 2000, S. 54-68.

Dabbert, S.; Braun, J.; Kilian, B. (1996): Rechtliche und agrarumweltpolitische Maßnahmen zur Erreichung unterschiedlicher Stufen der Nachhaltigkeit der Landbewirtschaftung. In: Linckh, G.; Sprich, H.; Flaig, H.; Mohr, H. (1997): Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft: Voraussetzungen, Möglichkeiten, Maßnahmen. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York.

Diekmann, J.; Jochem, E. (1998): Methodik-Leitfaden für die Wirkungsabschätzung von Maßnahmen zur Emissionsminderung. Band 3 der Studie "Politikszenarien für den Klimaschutz" Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, Jülich.

Ehlerding, M. (2000): Einzelbetriebliche Wirkungsanalyse agrarpolitischer Maßnahmen zur Verringerung von Stickstoffüberschüssen in der Landwirtschaft, Institut für wissenschaftliche Publikationen, Bonn.

Engel, T.; Friedrich, H. (1994): Düngung und Pflanzenschutz – kostenbewusst und umweltgerecht. AID-Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (AID) e.V., Bonn.

Fehr, G. (1996): Effektivitätskontrolle ökonomischer Steuerungsinstrumente im Gewässerschutz. Wasser & Boden (48), Nr. 1, S. 45-50.

Feldwisch , N.; Frede, H.-G. (1995): Maßnahmen zum verstärkten Gewässerschutz im Verursacherbereich Landwirtschaft. Materialien des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V., DVWK-Materialien 2/1995, Bonn.

Frede, H.-G.; Bach, M. (1993): Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft – gemeinsame Lösungsansätze zum Gewässerschutz. Schriftenreihe Agrarspectrum Band 21, Dachverband Agrarforschung (Hrsg.). Verlagsunion Agrar.

Frede, H.-G.; Dabbert, S. (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. ecomend Verlagsgesellschaft, Landberg.

Grünebaum, T. (1993): Stoffbezogene Kosten der kommunalen Abwasserreinigung. In: Gewässerschutz, Wasserwirtschaft, Abwasser Band 139. 26. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Aachen.

Haas, G. (1997): Leistungen des ökologischen Landbaus zur Verringerung von Gewässerbelastungen. In: Dohmann, M. (Hrsg.): Umweltqualitäten und Wirtschaften – Was wurde erreicht? – Wo geht es hin?, 30. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 1997, Aachen.

Isermann, K.; Isermann, R. (1997): Lösungsansätze zur nachhaltigen Landnutzung in Baden-Württemberg aus Sicht des Nährstoffhaushaltes. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft anlässlich ihrer Jahrestagung vom 06. – 14. September 1997 in Konstanz.

Kilian, B. (2000): Betriebswirtschaftliche Beurteilung von Maßnahmen für einen flächendeckenden Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre der Universität Hohenheim. Agrarwissenschaft Nr. 165.

Kilian, B. (2001): Mündliche Auskunft von Dr. Kilian, Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre der Universität Hohenheim vom 27.6.2001.

Köbler, M. (1997) Grundwasserschutz und Landbewirtschaftung in Bayern - Maßnahmen zur Begrenzung des Nitrataustrag aus landwirtschaftlicher Produktion und Abschätzung der Kosten des flächendeckenden Gewässerschutzes. Herausgegeben vom Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) Darmstadt. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup.

KTBL (1995): Arbeitspapier 225: Gewässerschutz durch Kooperationen – Konzepte und Erfahrungen. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., KTBL/HMUG-Fachgespräch am 13./14. März 1995 in Würzburg. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup.

Linckh, G.; Sprich, H.; Flaig, H.; Mohr, H. (1997): Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft: Voraussetzungen, Möglichkeiten, Maßnahmen. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York.

LWK (1998): Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein: Betriebswirtschaftliche Mitteilungen Landwirtschaft und Grundwasserschutz, Kiel.

Magoulas, G.; Leist, H.-J.; Grote, U. (1995): Ökologisch orientierter Grund- und Trinkwasserschutz unter besonderer Berücksichtigung der Folgekosten landwirtschaftlicher Aktivitäten. Schriftenreihe gwf Wasser – Abwasser, Bd. 25. R. Oldenbourg Verlag, München.

Nitratatlas (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland - Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. Hrsg.: Wendland, F.; Albert, H.; Bach, M.; Schmidt, R. Springer-Verlag Berlin/Heidelberg/New York.

Nitratbericht (2000): 2. Bericht gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen aus landwirtschaftlichen Quellen. Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland, November 2000.

NNA-Berichte (1997): Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz – Berichte: Stickstoffminderungsprogramm. Bericht der Arbeitsgruppe aus Vertretern der Umwelt- und Agrarministerkonferenz, 10. Jahrgang, Nr. 4.

Öko-Institut (1997): Wirkungsanalysen für ökologisch orientierte Abgaben in Nordrhein-Westfalen. Darmstadt.

Rohmann, U.; Schultheiß, U.; Döhler, H.; Lorenz, E. (1999): Gewässerschützende Landbewirtschaftung in Wassergewinnungsgebieten - Vergleichende Darstellung und Bewertung der Vorgehensweisen und von Fallbeispielen in der der Bundesrepublik Deutschland. Abschlussbericht des DVGW-Projektes im Rahmen des LAWA-Förderprogrammes 1997/98, Karlsruhe, Darmstadt, Hannover.

SchALVO (2001): Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung des Ministeriums für Umwelt und Verkehrs Baden-Württemberg. In: Gesetzblatt für Baden-Württemberg vom 28.2.2001, Nr. 4, S. 145-182.

Schleef, K.H. (1999): Auswirkungen von Stoffminderungspolitiken. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft Heft 482, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.

SRU (1996): Flächendeckend wirksamer Gewässerschutz - Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Sondergutachten. Rat der Sachverständigen für Umweltfragen, Metzler-Poeschel, Stuttgart.

Strotmann, B. (1992): Analyse der Auswirkungen einer Stickstoffsteuer auf Produktion, Faktoreinsatz, Agrareinkommen und Stickstoffbilanz unter alternativen agrarpolitischen Rahmenbedingungen. Dissertation, Universität Bonn.

Thomas, A. (1999): Möglichkeiten der Integration neuer Verfahren zum Gewässerschutz in die landwirtschaftliche Aus- und Weiterbildung und in die Beratung. UBA-Berichte 17/99, Berlin.

UBA (1994), Umweltbundesamt: Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung. UBA-Berichte 2/94, Berlin.

VDLUFA (1998): Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten: Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung.

Weingarten, P. (1996): Grundwasserschutz und Landwirtschaft – Eine quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers vor Nitrateinträgen. Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn. Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel.

Weingarten, P.; Schleef, K.-H. (1999): Auswirkungen und Bewertung unterschiedlicher Maßnahmen zur Verringerung landwirtschaftlich bedingter Nitrateinträge ins Grundwasser. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 12, H. 1, S. 57 – 72.

Werner, W.; Frede, H.-G.; Isermeyer, F.; Langholz, H.-J.; Schumacher, W. (1995): Ökologische Leistungen der Landwirtschaft – Definition, Beurteilung und ökonomische Bewertung. Schriftenreihe Agrarspectrum Band 24. Dachverband Agrarforschung (Hrsg.). Verlagsunion Agrar.

Wilhelm, J. (1999): Ökologische und ökonomische Bewertung von Agrarumweltprogrammen. Europäische Hochschulschriften Reihe V, Volks- und Betriebswirtschaft Bd./Vol. 2542, Peter Lang, Frankfurt.

8.4 Literatur zu Kapitel 5

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Walz, R.; Borchardt, D.; Henke, S. (1999): Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft – Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland. UBA-Texte 25/99, Berlin.

Bostelmann, R.; Fuchs, U.; Hoffmann, M.; Nadolny, I.; Schrenk, G. (2000): Erfahrungen bei der modifizierten Unterhaltung ausgebauter Fließgewässer im Flachland. KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr.5, S. 744-751.

DVWK-Merkblätter 240 (1996): Fluss und Landschaft – Ökologische Entwicklungskonzepte. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.

Friedrich, G.; Lacombe, J. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell, Band 3, S. 462. Gustav Fischer, Stuttgart.

Friedrich, G.; Hesse, K.-J.; Lacombe, J. (1993): Die ökologische Gewässerstrukturkarte. Wasser-Abwasser-Abfall, Nr. 11, S. 189-2002.

GESIS-Gewässerstrukturgüteinformationssystem (2000): http://www.mulf.hessen.de/umwelt/wasser/index.html

Gunkel, G. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. Gustav Fischer, Stuttgart.

Haybach, (1995): Korrelation der Gewässerstrukturgüte mit dem Artenbestand des Markozoobenthos. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Mainz.

Hillenbrand, T.; Liebert, J. (2001): Kosten-Wirksamkeitsanalyse für Gewässerstrukturmaßnahmen in Hessen. Endbericht, FhG-ISI, Karlsruhe.

HMUEJFG (1996), Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit: Die Gewässerstrukturgütekartierung in Hessen. Referat Öffentlichkeitsarbeit, Wiesbaden.

HMULF (1999a): Erläuterungsbericht Gewässerstrukturgüte in Hessen 1999. Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Wiesbaden.

HMULF (1999b): Ein Bach ist mehr als Wasser- Materialien für einen fächerverbindenden, projektorientierten Unterricht zum Thema Ökologie und Schutz von Gewässern. Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Wiesbaden.

Kern, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung – Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York.

Knott, M (1998): Ökomorphologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen am Wilhelmshäuser Bachsystem – Exemplarische Untersuchung zweier Bachabschnitte. Diplomarbeit an der Universität – Gesamthochschule Paderborn, Abteilung Höxter.

König, M. (2000): Gewässerökologische Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen. RPU Darmstadt – unveröffentlicht.

Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (1998): Sanierungskonzept Lahn Rheinland-Pfalz Heft 3, Schlussbericht. Aktion Blau – Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz, Mainz.

Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (1999): Gewässerstruktur – Untersuchungen zur Analyse und Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Mainz.

Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (2000): Gewässertypenatlas. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Mainz.

LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer - Empfehlung. Kulturbuch-Verlag GmbH, Berlin.

LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998a): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Entwurf Stand Januar 1998.

LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998b): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen. 6. Auflage, Stuttgart.

LUA-Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung. Merkblätter Nr. 14, Essen.

Liebert, J. (2000): Darstellung der Kostenwirksamkeitsbeziehungen verschiedner Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte. Diplomarbeit an der Bauingenieurfakultät der Universität Karlsruhe. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (ISI), Karlsruhe , ISI-A-4-00, 129 S. Karlsruhe.

Liebert, J.; Fuchs, S.; Hahn, H. H.; Hillenbrand, T. (2000): Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte. KA- Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 8, S. 1166 – 1171.

Mauch, E. (1992): Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. In: Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell, Band 3, S. 205-218. Gustav Fischer, Stuttgart.

Otto, A. (1991): Grundlagen einer morphologischen Typologie der Bäche. Mitteilungen des Institut für Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Heft 180, S. 1-94.

Otto, A. (1995): Aktion Blau – Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz.

Patt, H.; Jürging, P.; Kraus, W. (1998): Naturnaher Wasserbau – Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York.

Patt, H.; Städtler, E. (2000): Eigendynamische Entwicklung einer Gewässerstrecke. Wasser & Boden (52), Nr. 1 + 2, S. 44 - 49. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin.

Rosgen, D. (1996): Applied River Morphology. Wildland Hydrology, Pagosa Springs.

Scherle, J. (1999): Entwicklung naturnaher Gewässerstrukturen – Grundlagen, Leitbilder, Planung. Mitteilungen des Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Heft 199.

Smukalla, R.; Friedrich, G. (1994): Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässer. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Materialien Nr. 7, Essen.

Tönsmann, F. (1996): Sanierung und Renaturierung von Fließgewässern – Grundlagen und Praxis. Kasseler Wasserbau-Mitteilungen Nr. 6, Tönsmann, F. (Hrsg.), Herkules Verlag.

Werth, W. (1989): Ökomorphologische Gewässerbewertung in Oberösterreich (Gewässerzustandskartierung). Österreichische Wasserwirtschaft (39), Nr. 5/6, S. 122-129.

Wild, V.; Kunz, M. (1992): Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter Strukturparameter. In: Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie alktuell, Band 3, S. 219 – 251. Gustav Fischer, Stuttgart.

WRRL – Wasserrahmenrichtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 327/1-L327/71.

8.5 Literatur zu Kapitel 6 und 7

Anshelm, F.;Gauger, T.; Köble, R. (1998): Kartierung von Toleranzwerten der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Materialien in Deutschland. Endbericht zum Forschungsvorhaben 108 07 034 des Umweltbundesamtes.

Arx, U. von (1999): Kupfer in der Schweiz - Standortbestimmung. BUWAL, Bern.

Assmann, A. (1998): Die Planung dezentraler, integrierter Hochwasserschutzmaßnahmen – mit dem Schwerpunkt der Standortausweisung von Retentionsarealen an der Oberen Elsenz, Kraichgau. Dissertation, Schriftenreihe des Landesamtes für Flurneuordnung und Landesentwicklung, Heft 11, Heidelberg.

Assmann, A.; Gündra, H.; Schurkraft, G.; Schulte, A. (1998): Konzeption und Standortauswahl bei der dezentralen, integrierten Hochwasserschutzplanung für die Obere Elsenz (Kraichgau). Wasser & Boden (50), Nr. 8.

ATV, Abwassertechnische Vereinigung - DVWK (2000): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, ATV-DVWK-Merkblatt 153, Hennef.

Baden-Württemberg (1999): Verordnung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr über die dezentrale Beseitigung von Niederschlagswasser. GBL vom 20. April 1999, S. 157-158, Stuttgart.

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1998): Spektrum Wasser, Heft 1, Hochwasser, ISSN 1432-6702, München.

Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (1998): Hochwasserschutz bayerischer Städte. Wasserwirtschaft in Bayern, Heft 32, München.

BBR (1998): Leitfibel vorbeugender Hochwasserschutz. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung. Schriftenreihe Werkstatt: Praxis, Nr. 6, Bonn.

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Schempp, C.; Fuchs, S.; Scherer, U. (2001): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer. UBA-Texte 29/01, Berlin.

Boller, M. (1998): Regenwasser auf neuen Wegen. EAWAG-news 44 D, Zürich, S. 6-11.

Bronstert, A.; Vollmer, S.; Ihringer, J. (1995): Die Bedeutung von Flurbereinigungsmaßnahmen für das Abflussverhalten von Starkniederschlägen in ländlichen Gebieten. Wasser & Boden (47), Nr. 9, S. 29-45.

Buck, W. (1995): Monetäre Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen als Bestandteil des Planungs- und Abwägungsprozesses. Kasseler Wasserwirtschaftliches Symposium 1994, Kasseler Wasserbau-Mitteilungen Nr. 2/1995, Herkules-Verlag.

Bullermann, M. et. al. (1997): Fortbildung "Entsiegeln und Versickern" für kommunale Bedienstete in Hessen. Im Auftrag des Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit, Darmstadt / Wiesbaden.

Bundesminister für Verkehr (1978): Hochwasser-Studienkommission für den Rhein. Schlussbericht, Bonn.

Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium (1995): Hochwassergefahren am Oberrhein. Wasserbau-Mitteilungen Nr. 40, Technische Hochschule Darmstadt.

DVWK – Mitteilungen (1985): Ökonomische Bewertung von Hochwasserschutzwirkungen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Mitteilungen Heft 10, Bonn.

DVWK – Merkblätter 209 (1989): Wahl des Bemessungshochwassers. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Bonn.

DVWK – Schriften 122 (1998): Zukunftsfähige Schutzstrategien der Wasserwirtschaft. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 122, Bonn.

DVWK – Schriften 124 (1999): Hochwasserabflüsse. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 124, Bonn.

EAWAG (2001): Untersuchung der Kupferfassade am Neubau Bundesamt für Metrologie und Akkreditierung (METAS) in Wabern (1. Zwischenbericht). Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf.

Ebel, U. (1997): "Klient" Hochwasser – (k)ein Fall für die Versicherungswirtschaft. In: Hochwasser - Natur im Überfluss. Hrsg. Immendorf, R., Nr. 13, C.F. Müller Verlag, Heidelberg.

Emschergenossenschaft (1991): Konzept zur Verminderung der Hochwasserabflüsse. Materialien zum Umbau des Emscher-Systems, Band 3, Essen.

European Commission: Green Paper on Integrated Product Policy (IPP), Brüssel, 08. Februar 2001.

Faller, M. (1999): Metallabtrag und Metallabschwemmung von Metalldächern – Untersuchungsergebnise der Freibewitterungsversuche in der Schweiz. EMPA-Mitteilung, Dübendorf.

Fischer, W. (1995): Hochwasserschutz in Hessen - Zielvorstellungen. Kasseler Wasserwirtschaftliches Symposium 1994, Kasseler Wasserbau-Mitteilungen, Nr. 2/1995, Herkules-Verlag.

Fischer, P.; Herrmann, A.; Mendel, H.-G. (1998): Dezentraler Hochwasserschutz. Spektrum der Wissenschaft, Juni 1998, Heidelberg.

Gruber, E.; Böde, U. (2000): REN-Impuls-Programm "RAVEL NRW": Begleitende Bewertung. Schlussbericht an das Ministerium für Wirtschaft, Mittelstand, Technologie und Verkehr Nordrhein-Westfalen. Fraunhofer-ISI, Karlsruhe.

Häßler, R.-D.; Mahlmann, I.; Schoenheit, I. (1998): Erfolgskontrolle Umweltzeichen / Assessing the Success of the German Eco-label. UBA-Texte 61/98, Berlin.

Horlacher, F. (1985): Ländlicher Wegebau und Landschaft. Wasser & Boden (37), Nr. 11, S. 548 – 550.

IKSE (1998): Strategie zum Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Elbe. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg.

IKSR (1995): Grundlagen und Strategie zum Aktionsplan Hochwasser. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

IKSR (1997): Hochwasserschutz am Rhein - Bestandsaufnahme. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

IKSR (1998a):Wirkungsabschätzung von Wasserrückhalt im Einzugsgebiet des Rheins. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins – Bericht Nr. 101, Koblenz.

IKSR (1998b): Aktionsplan Hochwasser. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

IKSR (1999): Kriterien für die Bestimmung und Darstellung der Überschwemmungsgefährdung und Schadenrisiken. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

KBOB, Koordination der Bau- und Liegenschaftsorgane des Bundes (2000): Metalle für Dächer und Fassaden - Empfehlung (in Vorbereitung). Fachgruppe Nachhaltiges Bauen, Bern.

Kleeberg, H. B. (1996): Hochwasserflächenmanagement in Flusseinzugsgebieten. Wasser & Boden (48), Nr. 2, S. 24 – 29.

Köhler, G. (1992): Auswirkungen verschiedener anthropogener Veränderungen auf die Hochwasserabflüsse im Oberrhein-Gebiet. Wasser & Boden (44), Nr. 1, S.11 – 15.

LAHoR (2000): Quantifizierung des Einflusses der Landoberfläche und der Ausbaumaßnahmen am Gewässer auf die Hochwasserbedingungen im Rheingebiet unter besonderer Berücksichtigung von Landbedeckung und möglichen Klimaänderungen. 3. Zwischenbericht, Redaktion: Bismuth, Ch., Potsdam Institute for Climate Impact Research.

Land Hessen (1994): Hochwasserschutz am Rhein – Variantenuntersuchung. Wiesbaden.

Landner, L.; Lindström, L. (1999): Copper in Society and in the Environment. Swedish Environmental Research Group (MFG), Centraltryckeriet AB, Borås.

LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1995): Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz. Hochwasser-Ursachen und Konsequenzen. Stuttgart.

LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen. Kulturbuchverlag, Berlin.

Lehmann, B. (1995): Freibewitterungsverhalten von Dächern mit Metalldeckung. Untersuchung zur Zinkabgabe von Dachdeckungen mit Titanzink. Dissertation, Universität Hannover.

Leuer, S. (1995): Belastung der Abflüsse von Dachflächen mit Kupfer. Diplomarbeit, FH Münster.

Londong, D. (1995): Neue Wege für das Regenwasser im Emschergebiet. Wasserwirtschaft (85), Nr. 3, S. 112-114.

Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz (1993): Auswirkungen verschiedener anthropogener Veränderungen auf die Hochwasserabflüsse im Oberrheingebiet, Erläuterungsbericht. Materialien zum Hochwasserschutz am Rhein, Mainz.

Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (2000): Kurzfassung der Forschungsstudie "Hochwasserschadenspotenziale am Rhein in Nordrhein-Westfalen", Düsseldorf.

Mock, J. (1991): Bemessungshochwasser und Wirtschaftlichkeit der Hochwasserrückhaltung. Wasser & Boden (43), Nr. 10, S. 641-643.

Münchner Rück (1997): Überschwemmung und Versicherung. Münchner Rückversicherungs-Gesellschaft, München.

Naef, S.; Scherrer, S.; Faeh, A. (1998): Die Auswirkungen des Rückhaltevermögens natürlicher Einzugsgebiete bei extremen Niederschlagsereignissen auf die Größe extremer Hochwasser. vdf Hochschul-Verlag an der ETH, Zürich.

Odnevall Wallinder, J.; Verbiest, P.; He, W.; Leygraf, C. (2000): Effects of Exposure Direction and Inclination on the Runoff Rates of Zinc and Copper Roofs. Corrosion Science 42, S. 1471-1487.

Plate, E. (1976): Auswirkungen der Urbanisierung auf den Wasserhaushalt. Wasserwirtschaft (66), Nr. 1, S. 7 – 14.

Pohle, A.; Wegner, H. (1995): Auswirkungen der Entsiedelung und Entkoppelung am Emscher-Oberlauf. Wasserwirtschaftf (85), Nr. 3, S. 116-121.

Priggemeyer, S. (1998): System zur Verbesserung der Umweltqualität von Dachablaufwässern. Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt, gefördert unter dem AZ: 10730 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück.

Robinson, M.; Eeles, C.W. ; Ward, R.C. (1990): The Research Basin and Stationarity. Hydrological Research Basins and the Environment. Proceedings and Information of the TNO No. 44, P.131 – 141. Editors: Hooghart, J.L.; Posthumus, C.W.; Warmerdam, P.M.

Sartor, J. (1998): Mögliche Einflüsse der Bebauung auf den Hochwasserabfluss. Wasserwirtschaft (88), Nr. 3, S. 122-126.

SSIV, Schweizerischer Spenglermeister- und Installateur-Verband (1999): Faszination Kupfer. Broschüre für Bauherren. SSIV Verlag, Zürich.

Stotz, G.; Krauth, K. (1998): Bemessung der Versickerungsfläche nach dem Bodenbelastungspotenzial. Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 9, S. 1689-1699.

Striebel, Th. (1997): Umweltverträglichkeit der Versickerung des Niederschlagswassers von Metalldächern. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft. Universität Bayreuth.

Tönsmann, F. (Hrsg.) (1995a): Kasseler Wasserwirtschaftliches Symposium 1994, Kasseler Wasserbau-Mitteilungen Nr. 2/1995, Herkules-Verlag.

Tönsmann, F. (1995b): Studie zum Hochwasserschutz an der Bauna. Universität GH Kassel, Materialien Band 3/1995, Herkules-Verlag.

UBA, Umweltbundesamt (1998): Ursachen der Hochwasserentstehung und ihre anthropogene Beeinflussung – Maßnahmenvorschläge. UBA-Texte 18/98, Berlin.

UBA, Umweltbundesamt (2001): Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge - Sachstandsbericht. Berlin.

Verworn, H.-J.; Harms, R.W. (1984): Urbanisierung und Hochwasserabfluss. Wasser & Boden (36), Nr. 9, S. 419 – 425.

Wegner, H. (1992): Dezentraler Hochwasserschutz. Wasser & Boden (44), Nr. 1, S.6 – 10.

Fraunhofer Institut
Systemtechnik und
Innovationsforschung

Anhang

Kosten-Wirksamkeitsanalysen von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte

Grundlagen und Szenarienbetrachtungen

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 1

2 Gewässerstrukturgüte – Teilbereich einer ökologischen Fließgewässerbewertung 3

2.1 Begriffsdefinition Gewässerstruktur 3

2.2 Die methodischen Ansätze zur Entwicklung eines einheitlichen Bewertungs- und Kartierverfahrens der Fließgewässerstrukturen 3

2.3 Die Gewässerstrukturgütekartierung nach dem LAWA-Verfahren 4

2.3.1 Aufbau des LAWA Kartier- und Bewertungsverfahrens 5

2.3.1.1 Leitbilddefinition 6

2.3.1.2 Bewertungs- und Parametersystem des LAWA-Verfahrens 7

2.3.1.3 Vor-Ort-Bewertung und Index-gestützte Bewertung 9

2.3.1.4 Klassifizierung und Darstellung 12

2.3.2 Eignet sich das LAWA-Bewertungsverfahrens als Zielsystem einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse ? 13

3 Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der morphologischen Defizite von Fließgewässern 15

3.1 Übersicht und Ursachen der morphologischen Defizite 15

3.2 Zielvorstellungen einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte 17

3.3 Entwicklungszeiträume bzw. Regenerationszeiten morphologischer Gewässerstrukturen 19

3.4 Differenzierung bekannter Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur 24

3.4.1 Grundlage: Maßnahmenliste der UBA-Studie "Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft" 24

3.4.2 Auseinanderdividieren der Maßnahmenliste auf (Einzel-) Maßnahmen 25

3.4.3 Gliederung der (Einzel-) Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte 26

3.4.3.1 Maßnahmen zur Gewässerstrukturgüteverbesserung die eine Laufentwicklung des Gewässer beinhalten 27

3.4.3.2 Maßnahmen zur Gewässerstrukturgüteverbesserung unter restriktiven, eine Laufentwicklung ausschließenden Randbedingungen, "Vitalisierung von Ökosystembausteinen" 31

3.4.3.3 Maßnahmen zur Gewässerstrukturgüteverbesserung die im Einzugsgebiet des Gewässers (-abschnittes) ansetzen 32

4 Bewertung der Wirkungsweise der Maßnahmen zur Strukturgüteverbesserung 35

4.1 Probleme einer Wirksamkeitsbewertung von (Einzel-) Maßnahmen 37

4.2 Szenarien basierter Bewertungsansatz 38

4.2.1 Grundsätze der Gewässerrenaturierung 39

4.2.2 Entwickeln typischer Szenarien 40

4.2.3 Auswahl und Beschreibung der Szenarien 42

4.2.4 Bewertung der Wirksamkeit der vorgeschlagenen Maßnahmenbündel auf Basis des jeweiligen Szenario 52

4.3 Darstellung der Ergebnisse der Wirksamkeitsanalyse 63

4.4 Vor- und Nachteile des szenarienbasierten Bewertungsansatzes 67

5 Kosten der Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen 69

5.1 Methodische Vorgehensweise zur Kostenerfassung 69

5.2 Vereinfachte Kostendefinition für die Kosten-Wirksamkeitsrechnung 70

5.3 Kostenzusammenstellung für die Maßnahmen (bzw. Maßnahmenbündel / Szenarien) 70

6 Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte nach dem szenariobasierten Ansatz 74

6.1 Definition Kosten-Wirksamkeit 74

6.2 Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsrechnung 74

6.3 Diskussion und Interpretation der Ergebnisse 78

7 Zusammenfassung 79

Literaturverzeichnis 82

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.3-1: Gewässertypologische Kriterien zur geomorphologischen Unterteilung der kleinen bis mittelgroßen Fließgewässer Nordrhein-Westfalens 7

Tabelle 2.3-2: Bewertungsskala der Vor-Ort-Bewertung an Hand von funktionalen Einheiten, für den Hauptparameter Querprofil 9

Tabelle 2.3-3: Übersicht über die Zuordnung der Aggregationsebenen (3 Bereiche, 6 Hauptparameter, 14 funktionelle Einheiten, 25 Einzelparameter) 10

Tabelle 2.3-4: Siebenstufige Klassifizierungsskala der Gewässerstrukturgüte nach dem LAWA-Verfahren 12

Tabelle 3.2-1: Naturraumtypische Kenngrößen unterschiedlicher Gewässertypen 18

Tabelle 3.3-1: Entwicklungsdauer von Gewässerstrukturen auf einer Gewässerstrecke 23

Tabelle 3.3-2: Tendenzielle morphologische Entwicklungsgeschwindigkeit unterschiedlicher Gewässertypen 23

Tabelle 3.4-1: Aufzählung möglicher, "sinnvoller" (Einzel-) Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur 25

Tabelle 4-1: Erste Bewertung der Wirkungsweisen der (Einzel-) Maßnahmen auf die Hauptparameter des LAWA-Bewertungsverfahrens 36

Tabelle 4.2-1: Szenarienentwicklung und Maßnahmenzuordnung 43

Tabelle 4.2-2: Auflistung der ausgewählten "Renaturierungs" - Szenarien 44

Tabelle 4.2-3: Wirkungsmatrizen für die einzelnen Szenarien 54

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Prozentuale Verteilung der primären und sekundären Belastungsfaktoren kleiner Fließgewässer 1

Abbildung 2.3-1: Verfahrensübersicht der LAWA-Gewässerstrukturgütebewertung 6

Abbildung 2.3-2: Die fließenden Übergänge zwischen kontinuierlichen Zustandsausprägungen der Einzelparameter werden diskretisiert mit Hilfe einer siebenstufigen Klassifizierung dargestellt 8

Abbildung 2.3-3: Aufbau des Parametersystems (LAWA-Verfahren) 9

Abbildung 2.3-4: Ausschnitt aus dem Kartierbogen der indexgestützten Bewertung, Abschnitt Hauptparameter Querprofil 11

Abbildung 2.3-5: Ablauf der Bewertungsentscheidung bei der Gewässerstrukturgütekartierung nach dem LAWA-Verfahren 12

Abbildung 2.3-6: Vergleichsdarstellung des Ablaufschemas der Nutzwertanalyse (NWA I) und des LAWA-Gewässerstrukturgütebewertungsverfahrens 14

Abbildung 3.1-1: Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung aus Rheinland-Pfalz und Hessen 15

Abbildung 3.1-2: Die bisherige landwirtschaftliche Prägung der Gewässer und ihre Folgen 16

Abbildung 3.3-1: Systemebenen in einem hierarchisch aufgebauten Raum-Zeit-Modell der morphologischen Gewässerentwicklung 20

Abbildung 3.3-2: Entwicklungsphasen vom begradigten zum renaturierten Fließgewässer durch Förderung der natürlichen Laufverlagerung (dynamische Eigenentwicklung) und Belassen der natürlichen Sukzession zum Auwald 22

Abbildung 3.4-1: Zuordnung der (Einzel-) Maßnahmen zu Renaturierungsansätzen 27

Abbildung 4.2-1: Auswirkungen von 10 Renaturierungsmaßnahmen auf die ökologische Effizienz als relative Entfernung eines Gewässers vom naturraumtypischen Zustand 39

Abbildung 4.2-2: Zuordnung der (Einzel-) Maßnahmen zu den ausgewählten Szenarien 44

Abbildung 4.3-1: Prognostizierte Strukturgütebewertung des Szenario 1 im Verlauf des Entwicklungszeitraumes für die 6 Hauptparameter und die daraus errechnete Gesamtstrukturgüte 63

Abbildung 4.3-2: Prognostizierte Bandbreite der Strukturgüteverbesserung (LAWA-Verfahren) nach Maßnahmendurchführung 64

Abbildung 4.3-2 - Fortsetzung: Prognostizierte Bandbreite der Strukturgüteverbesserung (LAWA-Verfahren) nach Maßnahmendurchführung 65

Abbildung 4.3-3: Vergleichende Darstellung der prognostizierten, mittleren Verbesserungen der Gesamtstrukturgüte aller Szenarien 65

Abbildung 4.3-4: Darstellung der prognostizierten Verbesserungen der Gesamtstrukturgüte der Szenarien nach ihrer Wirkungsrangfolge sortiert 66

Abbildung 6.2-1: Kosten-Wirksamkeitsverteilung der ausgewählten Szenarien 1 bis 5 75

Abbildung 6.2-1 - Fortsetzung: Kosten-Wirksamkeitsverteilung der ausgewählten Szenarien 1 bis 5 76

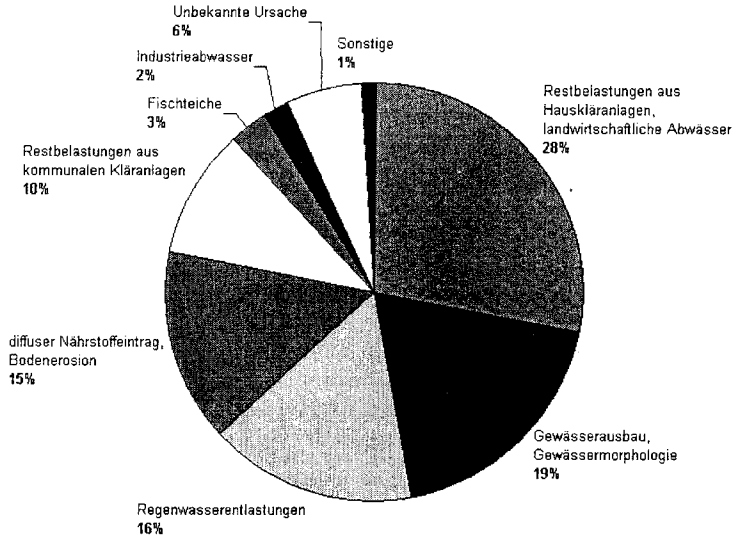
Abbildung 6.2-2: Mittlere Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmenbündel an Hand der ausgewählten Szenarien, dargestellt für die unterschiedlichen Entwicklungszeiträume 77

Abbildung 7-1: Mittlere Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmenbündel anhand der ausgewählten Szenarien, dargestellt für die unterschiedlichen Entwicklungszeiträume 81

1 Einleitung

Die Forderung nach einer „guten ökologischen Qualität“ der Gewässer, wie sie in der im Entwurf vorliegenden EU-Wasserrahmenrichtlinie (Gemeinsamer Standpunkt des Rates, Oktober 1999) gefordert wird, bezieht sich auf eine integrierte ökologische Betrachtungsweise der Gewässer (vgl. Vorschlag für eine Richtlinie des Rates über die ökologische Qualität von Gewässern; Bundesregierung, 1994). Die heutzutage vorhandenen ökologischen Defizite an mittleren und kleinen Fließgewässern sind das Ergebnis vielfältiger anthropogener Eingriffe in den Stoffhaushalt, in die Abflussverhältnisse und nicht zuletzt in die Morphologie der Gewässer, (vgl. Abbildung 1-1).

Abbildung 1-1: Prozentuale Verteilung der primären und sekundären Belastungsfaktoren kleiner Fließgewässer (Strähle, 1996)



Die in der Vergangenheit intensiv betriebene Verbesserung der Wasserqualität durch Reduzierung der punktförmigen Einträge, bietet im Rahmen einer integrierten ökologischen Fließgewässerbetrachtung nur noch wenig Verbesserungspotenzial. In vielen Fällen liegen die wesentlichen Belastungsgrößen im Bereich der diffusen Einleitungen und der unzureichenden Gewässerstrukturen (Sohle, Ufer und Gewässerumfeld) – vgl. Abbildung 1-1. Der Handlungsbedarf zur Verbesserung der Gewässerstrukturen ist auf breiter Basis anerkannt. Methoden zur Kartierung und Bewertung der Strukturgüte sind vorhanden, ebenso wie Möglichkeiten zur Verbesse-

rung der Gewässerstruktur, die in einer Reihe von Beispielen bereits in die Praxis umgesetzt sind.

Allerdings sind auch Verbesserungen in der Gewässerstrukturgüte in der Regel nicht zum Nulltarif zu erhalten. In Zeiten einer immer notwendiger werdenden Haushaltsdisziplin, sind daher Überlegungen der Kosten-Wirksamkeitsanalyse unumgänglich. Nur so können Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerschutzes aufeinander abgestimmt werden und Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten und gleichzeitig kosteneffizienten Umgang mit Wasser verdeutlicht werden.

Die Ziele der Wasserwirtschaft für den Bereich der Gewässerstruktur sind aus vielerlei Gründen sicherlich nur im Verlauf einiger Jahrzehnte zu realisieren. In der Praxis muss daher darauf Wert gelegt werden, aus den vielen Gewässerstrecken mit mangelhafter Strukturgüte solche Gewässerstrecken für "Sanierungsmaßnahmen" herauszugreifen, an denen die Maßnahmen mit besonders großer (Kosten-) Effizienz durchgeführt werden können.

Im Rahmen des F&E Vorhabens "Maßnahmenplan nachhaltige Wasserwirtschaft" (Böhm et al., 1999) wurde zur Operationalisierung einer nachhaltigen Wasserwirtschaft eine umfangreiche Maßnahmenliste erarbeitet. In dieser Liste befindenden sich auch Angaben zur Verbesserung der Gewässerstruktur, welche die Grundlage der zu untersuchenden Strukturverbesserungsmaßnahmen darstellen.

2 Gewässerstrukturgüte – Teilbereich einer ökologischen Fließgewässerbewertung

Die ökologische Bewertung von Fließgewässern gehört spätestens seit ihrer Aufnahme in die Ökologierichtlinie der EU (Bundesregierung, 1994) zu den herausragenden Zielen des Gewässerschutzes. Nachdem die Grobverschmutzung der Fließgewässer in weiten Teilen der Bundesrepublik Deutschland in den beiden letzten Jahrzehnten drastisch reduziert werden konnte, genügt die traditionelle Bewertung der Fließgewässer auf Basis der Gewässergüte (Saprobienindex) den heute gestellten, gesamtökologischen Bewertungsansprüchen nicht mehr. In die Beurteilung des ökologischen Zustandes gehört insbesondere die Bewertung des bisher vernachlässigten Bereiches der ökomorphologischen Qualität des Gewässerbettes, die Gewässerstrukturgüte.

2.1 Begriffsdefinition Gewässerstruktur

Die Gewässerstruktur beschreibt das ökologisch-morphologische Erscheinungsbild eines Gewässers, seiner Ufer und Auen. Wesentliche Aspekte sind u.a. das Fließverhalten, die Form und das Material des Gewässerbettes sowie die Ausprägung der Vegetation am Ufer. Der Natürlichkeitsgrad dieser Strukturen entscheidet mit darüber, ob und welche Pflanzen und Tiere sich im Bereich des Gewässers ansiedeln. Die Gewässerstrukturgüte ist ein Maß für die ökologische Qualität der Gewässerstrukturen und der durch diese Strukturen angezeigten dynamischen Prozesse (LUA-Merkblätter Nr. 14, 1998).

2.2 Die methodischen Ansätze zur Entwicklung eines einheitlichen Bewertungs- und Kartierverfahrens der Fließgewässerstrukturen

Eine wesentliche Vorraussetzung für die Verwendbarkeit eines Bewertungsverfahrens ist die einfache, zweifelsfreie Ermittlung der wesentlichen Parameter, welche die Struktur eines Gewässers beschreiben. Weiterhin sollte sich das Verfahren für eine computergestützte Erfassung und Bewertung eignen, damit die Daten z.B. auf ein geographisches Informationssystem übertragen werden können.

Neben guter Bewertungsrelevanz und Aussagekraft stellen Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse die wichtigsten Anforderungen an die Bewertungsmethode. Reproduzierbarkeit bedeutet, dass mehrere Kartierer am gleichen Gewässerabschnitt zu Ergebnissen mit geringer Abweichung gelangen. Vergleichbarkeit bezieht sich auch auf die unterschiedlichen Naturräume, z.B. müssen Flachlandgewässer und Bergbäche in ihrer Qualitätsaussage vergleichbar sein (vgl. Kapitel 2.3.1.1 – Leitbilddefinition).

Für die Bewertung der Gewässerstruktur gibt es inzwischen in mehreren Ländern unterschiedliche Ansätze, u.a. eine größere Zahl neuer Ansätze aus Deutschland, Österreich und den Niederlanden (Friedrich/Lacombe, 1992). Das Verfahren der Strukturbewertung nach Werth (1989) ist ein bewährtes Verfahren, das in Österreich vielfache Anwendung findet. In Großbritannien ist das umfassende Verfahren „River Habitat Survey" in Erprobung und in den USA werden Konzepte verfolgt, die auf der einheitlichen und detaillierten Fließgewässertypisierung nach Rosgen (1996) basieren. Aus Deutschland sind neben anderen insbesondere die Ansätze aus Bayern (Mauch, 1992), dem Saarland (Wild, 1992), aus Nordrhein-Westfalen (Friedrich et al., 1993) sowie Rheinland-Pfalz (Otto, 1992) zu nennen. In den letzten Jahren wurden die verschiedenen Verfahren zur Gewässerstrukturgütekartierung verglichen, um daraus ein für die gesamte Bundesrepublik Deutschland einheitlich anwendbares Verfahren abzuleiten. Der aus den vorgenannten Ansätzen entwickelte Verfahrensvorschlag (LAWA, 1994) wurde in den letzten Jahren im Rahmen der Koordinationstätigkeiten der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), einer heute erfolgreich abgeschlossenen, bundesweiten Erprobung unterzogen. Das Verfahren zur Gewässerstrukturgütekartierung für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland ist nach Zustimmung der vorgeschalteten Amtschefkonferenz inzwischen auch als Empfehlung veröffentlicht (LAWA, 2000).

2.3 Die Gewässerstrukturgütekartierung nach dem LAWA-Verfahren

Unter dem Begriff "Gewässerstruktur" werden im LAWA-Bewertungsverfahren sämtliche räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbettes und seines Umfeldes verstanden, soweit sie hydrobiologisch wirksam und für die ökologischen Funktionen des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind (LAWA, 2000). Bei der Kartierung berücksichtigt werden das Fließverhalten, die Form, das Material und die Dynamik des Gewässerbettes, die Ufervegetation und die Nutzungsform der angrenzenden Aue. In dem Verfahren sollen alle morphologisch-funktionellen sowie naturraum- und gewässerspezifischen Zusammenhänge erfasst werden. Für die Bewertung sind ausschließlich die ökologisch relevanten Strukturen

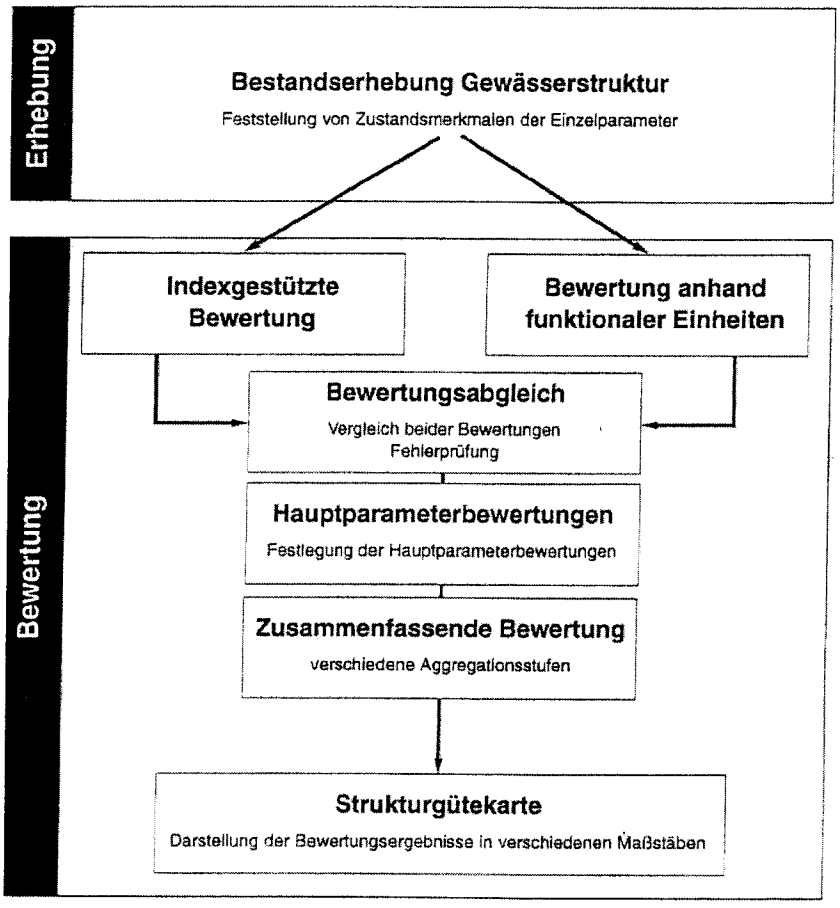
selbst heranzuziehen; d.h. nur die abiotischen Komponenten und nicht die Biozönosen werden als Indikatoren einer bestimmten Güte betrachtet. Zusätzlich werden die Umgebungsbedingungen (Uferrandstreifen, Nutzung der Aue) und anthropogene Veränderungen am Gewässer (z.B. Wehre) berücksichtigt. Leitbild für die Bewertung ist der natürliche Zustand der Fließgewässer. Dieser ist durch die Eigendynamik der Gewässer, die sich in einem ungestörten Naturraum in Form einer naturgemäßen Gewässerbett- und Auenentwicklung einstellt, charakterisiert.

2.3.1 Aufbau des LAWA Kartier- und Bewertungsverfahrens

Die Strukturgüte wird durch eine Begehung der Gewässer vor Ort ermittelt. Die Gewässer werden in ihrer gesamten Länge kartiert. Die Grundeinheiten der Gewässerstrukturgütekartierung sind Gewässerstrecken von 100 m Länge. An jedem Gewässerabschnitt soll eine Untersuchung gemäß der nachfolgend beschriebenen bundesweit einheitlichen Methodik durchgeführt, ein Datenblatt angelegt und die Ergebnisse später in ein geographisches Informationssystem überführt werden. Das operationale Verfahren kombiniert zwei Bewertungsansätze, deren Vorstufen am rheinland-pfälzischen Landesamt für Wasserwirtschaft (Otto, 1992) und am nordrhein-westfälischen Landesamt für Wasser und Abfall (Friedrich et al., 1993) entwickelt wurden. Im Rahmen der Verfahrensentwicklung haben sich 25 Parameter herauskristallisiert, die bei der Bewertung der Gewässerstruktur berücksichtigt werden. Das Bewertungsverfahren basiert auf 6 gleichrangig festgelegten Hauptparametern. Sie sind der Gegenstand der Bewertung und können auf einen Gesamtwert oder auf die drei Bereiche Sohle, Ufer und Land verdichtet werden.

Das Gesamtbewertungsverfahren (Abbildung 2.3-1) setzt sich zusammen aus einer indexgestützten Haupt- und Einzelparameterbewertung mit Hilfe eines Rechenverfahrens und einer Vor-Ort-Bewertung anhand funktionaler Einheiten auf der Hauptparameterebene. Dieser parallele Ansatz dient der gegenseitigen Plausibilisierung und der Absicherung der Erhebungs- und Bewertungsergebnisse. Als Bewertungsmaßstab wird ein siebenstufiges Klassifikationssystem - analog dem der biologischen Gewässergüte - zu Grunde gelegt, das den Grad der Abweichung der Gewässerstrukturen von einem allgemein definierten Leitbild angibt (vgl. Tabelle 2.3-4).

Abbildung 2.3-1: Verfahrensübersicht der LAWA-Gewässerstrukturgütebewertung (LAWA, 2000)



2.3.1.1 Leitbilddefinition

Die Bewertung der Gewässerstruktur erfolgt anhand der Abweichung des IST-Zustandes vom Leitbild. Bewertungsmaßstab ist dabei das allgemein definierte Leitbild, das sich an dem heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustand (hpnG) ausrichtet. Dabei handelt es sich um den Zustand, der sich nach Aufgabe vorhandener Nutzung in und am Gewässer sowie nach Entnahme sämtlicher Verbauungen einstellen würde. Die höchste Bewertung (Güteklasse 1) ist an diesem Leitbild ausgerichtet. Diese allgemeine Definition des Leitbildes setzt eine regionale Spezifizierung voraus, um als Bewertungsgrundlage im Rahmen der Gewässerstrukturgütekartierung handhabbar zu sein. Konkret muss man sich den potenziell natürlichen Gewässerzustand je nach Naturraum und Gewässergröße sehr unterschiedlich vorstellen. Im LAWA-Bewertungsverfahren ist daher vorgesehen, für die wesentlichen zu unterscheidenden Gewässertypen verschiedene Bewertungsreferenzen, die sogenannten naturraumspezifischen Leitbilder festzulegen. Die eindeutige Zuordnung

eines zu untersuchenden Gewässers zu seinem spezifischen Leitbild erfordert die Kenntnis des Gewässertyps. So wurde z.B. zur Leitbilddefinition der Strukturgütebewertung der Fließgewässer Nordrhein-Westfalens folgende in Tabelle 2.3-1 dargestellte gewässermorphologische Unterteilung vorgenommen.

Tabelle 2.3-1: Gewässertypologische Kriterien zur geomorphologischen Unterteilung der kleinen bis mittelgroßen Fließgewässer Nordrhein-Westfalens (LUA, 1998)

Grundtyp	Talform bzw. Substratverhältnisse	Gewässerbreite
Mittelgebiergsgewässer	Kerbtalgewässer	bis 1 m Breite 1 - 5 m Breite 5 - 10 m Breite > 10 m Breite
	Sohlenkerbtalgewässer	
	Auen- und Muldentalgewässer	
Flachlandgewässer	Löß-/Lehmgewässer	
	Sandgewässer	
	Kiesgewässer	
	Organische Gewässer	
	Niederungsgewässer	

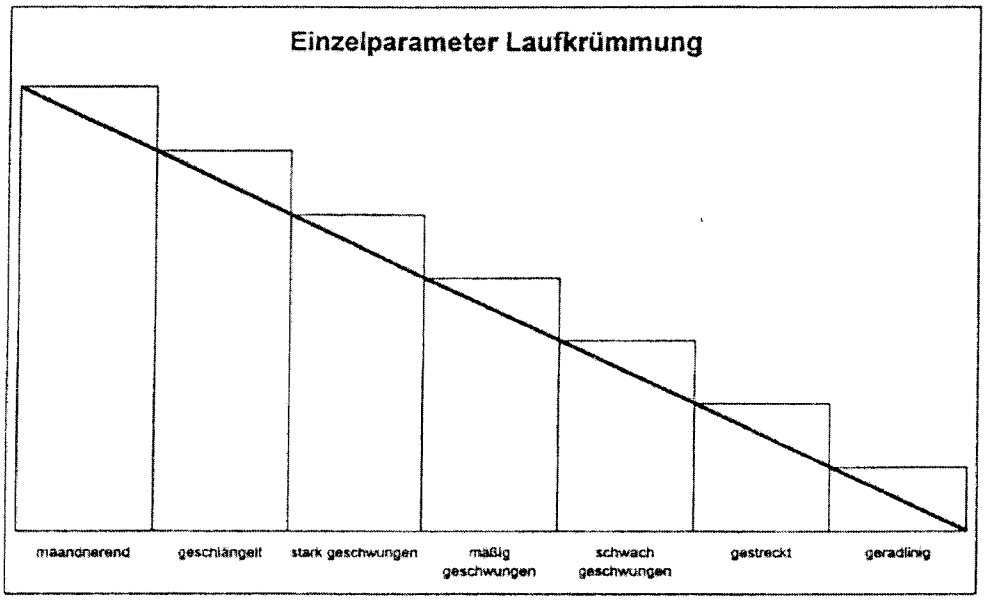
2.3.1.2 Bewertungs- und Parametersystem des LAWA-Verfahrens

Die Ermittlung der Strukturgüte ist ein Bewertungsvorgang. Er basiert zunächst auf der objektiven und jederzeit nachvollziehbaren Erhebung von Strukturelementen des Gewässers und seines Umfeldes. Den im Gelände vorgefundenen Strukturzuständen werden sieben Güteklassen zugeordnet. Die siebenstufige Strukturgüteskala (Tabelle 2.3-4) findet auch bei der weiteren Zusammenführung der Bewertungsergebnisse Anwendung. Die Auswahl der Erhebungs- und Bewertungsparameter orientiert sich an der Relevanz und Aussagekraft hinsichtlich ihrer ökologischen Funktionen. Neben der Bewertungsrelevanz nimmt die Forderung nach reproduzierbarer Erhebbarkeit bzw. Erkennbarkeit maßgeblichen Einfluss auf die Kenngrößen bzw. Parameterzusammenstellung.

Im Parametersystem des LAWA-Bewertungsverfahrens werden die ökologisch relevanten Strukturelemente als Einzelparameter bezeichnet. Sie sind besonders bewertungsrelevante Indikatoren der ökologischen Funktionsfähigkeit der Fließgewässer. Je nach Naturraum bzw. menschlichen Einfluss sind diese Einzelparameter unterschiedlich ausgeprägt. Die Ausprägung wird in Merkmalsreihen abgefragt und als Zustandsmerkmal bezeichnet. Jedem der sogenannten Einzelparameter werden nur wenige Zustandsmerkmale zugeordnet, anhand derer der Kartierer durch Auswahl eines oder mehrerer dieser Merkmale den Zustand bezüglich des Einzelparameters beschreibt (Abbildung 2.3-2). Die Klassenbildung und die genaue Beschrei-

bung der einzelnen Zustandsmerkmale ist in der Kartieranleitung detailliert enthalten.

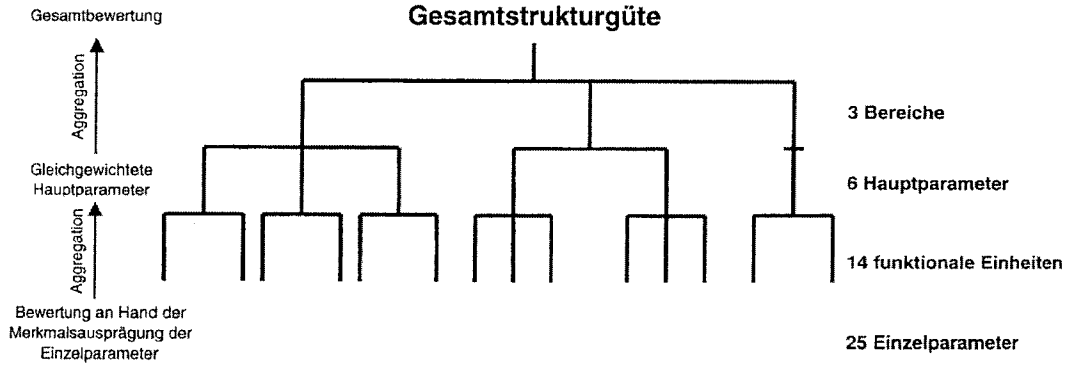
Abbildung 2.3-2: Die fließenden Übergänge zwischen kontinuierlichen Zustandsausprägungen der Einzelparameter werden diskretisiert mit Hilfe einer siebenstufigen Klassifizierung dargestellt (Zumbroich, 1999)



Bei der Kartierung werden insgesamt 25 Einzelparameter erhoben. Die Einzelparameter und ihre Zustandsmerkmale liefern ein sehr differenziertes Bild der Gewässerstruktur. Für die Bewertung werden die 25 Einzelparameter nach ihren Indikatoreigenschaften gruppiert und zu 18 funktionalen Einheiten zusammengefasst. Für die Gesamtbewertung erfolgt eine schrittweise Aggregation der Bewertungen der Einzelparameter über die sogenannten funktionalen Einheiten zu einer Bewertung der sechs Hauptparameter.

Die 6 Hauptparameter Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur, Querprofil, Uferstruktur und Gewässerumfeld sind gleichgewichtet und werden in einer weiteren Aggregationsebene den Bereichen Sohle, Ufer, Land zugeordnet (Abbildung 2.3-3). Die Gesamtbewertung der Strukturgüte eines Gewässerabschnittes erfolgt durch das arithmetische Mittel der Bewertungen der 6 Hauptparameter.

Abbildung 2.3-3: Aufbau des Parametersystems (LAWA-Verfahren)



2.3.1.3 Vor-Ort-Bewertung und Index-gestützte Bewertung

Gemäß der LAWA-Bewertungsanleitung erfolgt die Strukturgütebewertung durch den Kartierer aus dem Gesamteindruck vor Ort nach Abschreiten der Gewässerabschnitte und Ausfüllen der Feldprotokolle. Auf Basis der naturraumtypischen Leitbilder und des ganzheitlichen Eindruckes vor Ort bewertet der Kartierer die den 6 Hauptparametern zugeordneten funktionalen Einheiten, entsprechend der festgelegten siebenstufigen Klassifikation. Tabelle 2.3-2 zeigt die festgelegten Klassendefinitionen der funktionalen Einheiten am Beispiel des Hauptparameters Querprofil.

Tabelle 2.3-2: Bewertungsskala der Vor-Ort-Bewertung an Hand von funktionalen Einheiten, für den Hauptparameter Querprofil (LAWA, 2000)

	Hauptparameter 3 Querprofil Funktionale Einheit a. mittlere Profiltiefe Funktionale Einheit b. Breitenentwicklung Funktionale Einheit c. Profilform
Klasse	Definition
1	a. naturgemäße Profiltiefe (für die meisten Fließgewässertypen < 1:10) b. naturgemäße Breitenvarianz (z.B. Waldbach, Galeriebach) c. unregelmäßige, naturraumtypische Profilform
2	a. leicht erhöhte Profiltiefe (bis 1:10) b. annähernd naturgemäße Breitenvarianz c. unregelmäßige, annähernd naturraumtypische Profilform
3	a. deutlich erhöhte Profiltiefe (bis 1:6) b. leicht verminderte Breitenvarianz c. unregelmäßige, weitgehend naturraumtypische Profilform
4	a. erhebliche Eintiefung (bis 1:5) b. erheblich verminderte Breitenvarianz c. vergleichmäßigte Profilform oder variierendes Erosionsprofil
5	a. starke Eintiefung (bis 1:4) b. geringe Breitenvarianz c. Regelprofil (kann ggf. gegliedert sein) oder einförmiges Erosionsprofil
6	a. sehr starke Eintiefung (bis 1:3) b. keine Breitenvarianz c. technisch festgelegtes Trapez-/Regelprofil
7	a. übermäßige Eintiefung (bis 1:2) b. keine Breitenvarianz c. technisch festgelegtes, ungegliedertes Kasten-Regelprofil oder hohlwegartiges Profil (Erosionsprofil)

Die Profiltiefe bezieht sich auf das Verhältnis von Einschnittstiefe zu Profilbreite.

Zu beachtende Einzelparameter: Profiltiefe, Breitenerosion, Breitenvarianz, Profiltyp

Tabelle 2.3-3 ist zu entnehmen, welche Einzelparameter den funktionalen Einheiten bzw. den Hauptparametern zugeordnet sind.

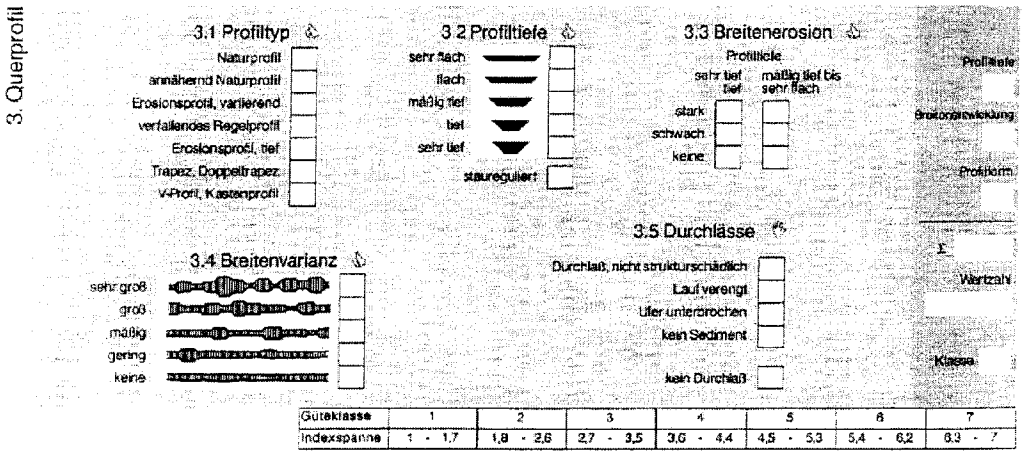
Tabelle 2.3-3: Übersicht über die Zuordnung der Aggregationsebenen (3 Bereiche, 6 Hauptparameter, 14 funktionelle Einheiten, 25 Einzelparameter)

Bereich	Hauptparameter	funktionale Einheit	Einzelparameter
Sohle	Laufentwicklung	Krümmung	Laufkrümmung Längsbänke Besondere Laufstrukturen
		Beweglichkeit	Krümmungserosion Profiltiefe* Uferverbau*
	Längsprofil	natürliche Längsprofilelemente	Querbänke Strömungsdiversität* Tiefenvarianz
		anthropogene Wanderhindernisse	Querbauwerke Verrohrung Rückstau Durchlässe*
	Sohlenstruktur	Art und Verteilung der Substrate	Sohlensubstrat Substratdiversität Besondere Sohlenstrukturen Besondere Belastungen (Sohle)
		Sohlenverbau	Sohlensubstrat* Sohlenverbau
Ufer	Querprofil	Profilform	Profiltyp
		Profiltiefe	Profiltiefe
		Breitenentwicklung	Breitenerosion Breitenvarianz
	Uferstruktur	naturraumtypischer Bewuchs	Uferbewuchs (Gehölze und Krautschicht)
		Uferverbau naturraumtypische Ausprägung	Uferverbau Besondere Uferstrukturen Besondere Belastungen (Ufer)
Land	Gewässerumfeld	Vorland	Flächennutzung Schädliche Umfeldstrukturen Besondere Umfeldstrukturen
		Gewässerrandstreifen	Gewässerrandstreifen

Die Hauptparameter Uferstruktur und Gewässerumfeld werden getrennt nach rechter und linker Seite bewertet. Anschließend erfolgt durch Zusammenfassung der funktionalen Einheiten die Bewertung der Hauptparameter. Im allgemeinen erfolgt dies durch arithmetische Mittelwertbildung, wobei das Ergebnis auf eine Klasse zu runden ist.

Zur Absicherung der Bewertungsergebnisse wird zusätzlich eine Plausibilitätsprüfung auf Basis des Index-Bewertungssystems durchgeführt. Das Index-Bewertungssystem sieht zunächst eine Aufnahme der Untersuchungsparameter (Zustandsmerkmale) anhand einer "Prüfliste" vor. Den aufgenommen Zustandsmerkmalen werden ganzzahlige Indexziffern zwischen 1 und 7 zugeordnet (Abbildung 2.3-4).

Abbildung 2.3-4: Ausschnitt aus dem Kartierbogen der indexgestützten Bewertung, Abschnitt Hauptparameter Querprofil (LAWA, 2000)

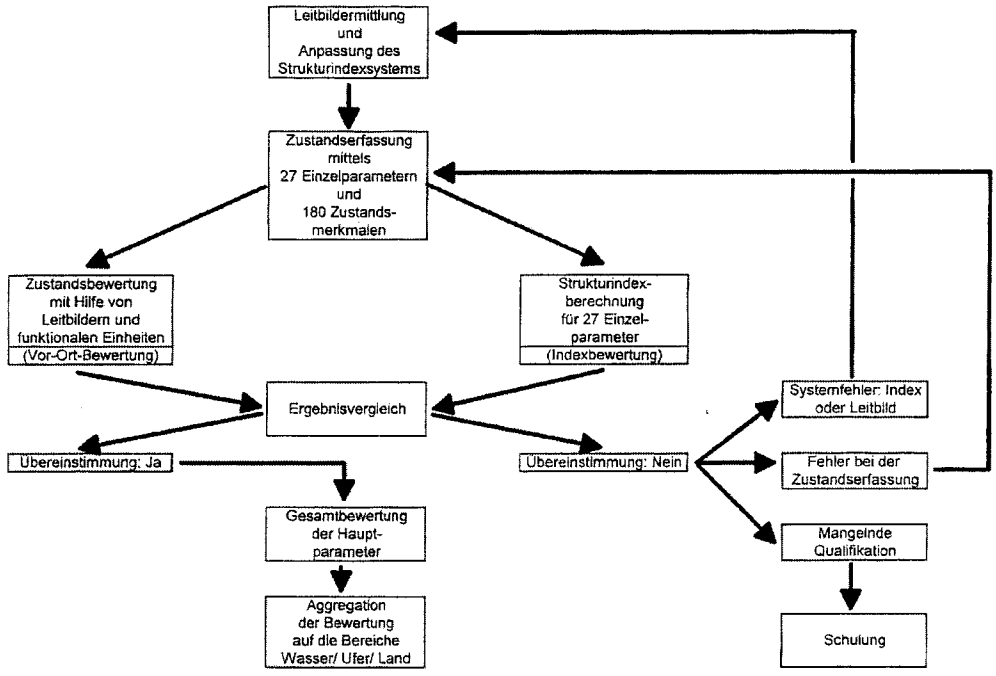


Die Bewertungsskalen des Indexsystems haben genau wie die Vor-Ort-Bewertung das Leitbild (hpnG) als Bewertungsgrundlage. Die Eichung der Indexziffern erfolgt anhand der nach Gewässertypen unterschiedenen Referenzgewässer.

Durch ein vorgegebenes EDV-unterstütztes Rechenverfahren ergibt sich für jede funktionale Einheit eine "Note" (Klassifizierung). Diese "Noten" werden auf der Aggregationsebene der Hauptparameter mit den Ergebnissen der Vor-Ort-Bewertung auf dem Bewertungsbogen verglichen. Ergeben sich Unterschiede von mehr als einer Klasse, muss der Kartierer seine Bewertung überprüfen und anschließend eine Bewertungsentscheidung treffen und diese stichwortartig begründen. Eventuelle Systemfehler in der Index- oder spezifischen Leitbilddefinition sowie eine möglicherweise fehlerhafte Zustandserfassung durch den Kartierer werden dadurch rechtzeitig erkannt und entsprechende Gegenmaßnahmen können eingeleitet werden.

Abbildung 2.3-5 zeigt zusammenfassend das Ablaufschema der Gewässerstrukturgütebewertung nach dem LAWA-Verfahren.

Abbildung 2.3-5: Ablauf der Bewertungsentscheidung bei der Gewässerstrukturgütekartierung nach dem LAWA-Verfahren (Zumbroich, 1999)



2.3.1.4 Klassifizierung und Darstellung

Die Klassifikation entspricht einer graduellen Auslenkung vom Leitbild. Zur Auswertung wird eine hierarchisch aufgebaute, 7-stufige Bewertungsskala verwendet, vgl. Tabelle 2.3-4.

Tabelle 2.3-4: Siebenstufige Klassifizierungsskala der Gewässerstrukturgüte nach dem LAWA-Verfahren

Güteklasse	Indexspanne	Bezeichnung / Grad der Beeinträchtigung	farbige Karten-darstellung
1	1,0 - 1,7	unverändert	dunkelblau
2	1,8 - 2,6	gering verändert	hellblau
3	2,7 - 3,5	mäßig verändert	grün
4	3,6 - 4,4	deutlich verändert	hellgrün
5	4,5 - 5,3	stark verändert	gelb
6	5,4 - 6,2	sehr stark verändert	orange
7	6,3 - 7,0	vollständig verändert	rot

Die Festlegung der Klassen ist problematisch, da die strukturellen Gegebenheiten keine bestimmte Klassenanzahl vorgeben. Bei der klassischen Gewässergütekarte (Saprobien-Index) hat sich gezeigt, dass eine siebenstufige Skala sehr zweckmäßig ist, weil sie einerseits hinreichend differenziert, die Stufen anderseits aber noch plausibel begründbar sind. Die Klassen, Begriffe und Farben wurden in Anlehnung an die klassische Gewässergütekarte gewählt.

Bei der LAWA-Strukturgüteklassifizierung werden 7 Güteklassen unterschieden: Klasse 1 repräsentiert naturnahe Zustände, Klasse 7 steht für übermäßig geschädigte Gewässerstrukturen. Die Darstellung der Gewässerstrukturgüte erfolgt mittels Strukturgütekarten. Die Strukturgüte der untersuchten Gewässer wird in farbiger Banddarstellung auf Übersichts- und topographischen Karten dargestellt und kann durch Piktogramme zur Illustration von Singularitäten (z.B. Querbauwerke) ergänzt werden. Neben der kartographischen Darstellung, sind die Ergebnisse in den Erhebungsbögen festgehalten. Eine Übernahme der Daten in elektronische Umweltinformationssysteme (z.B.: **GE**wässer-**S**trukturgüte-**I**nformations-**S**ystem, GESIS) und ein Zugriff auf die Kartierdaten über das Internet ist vorgesehen (für die hessischen Daten derzeit im Intranet der HLFU in Erprobung).

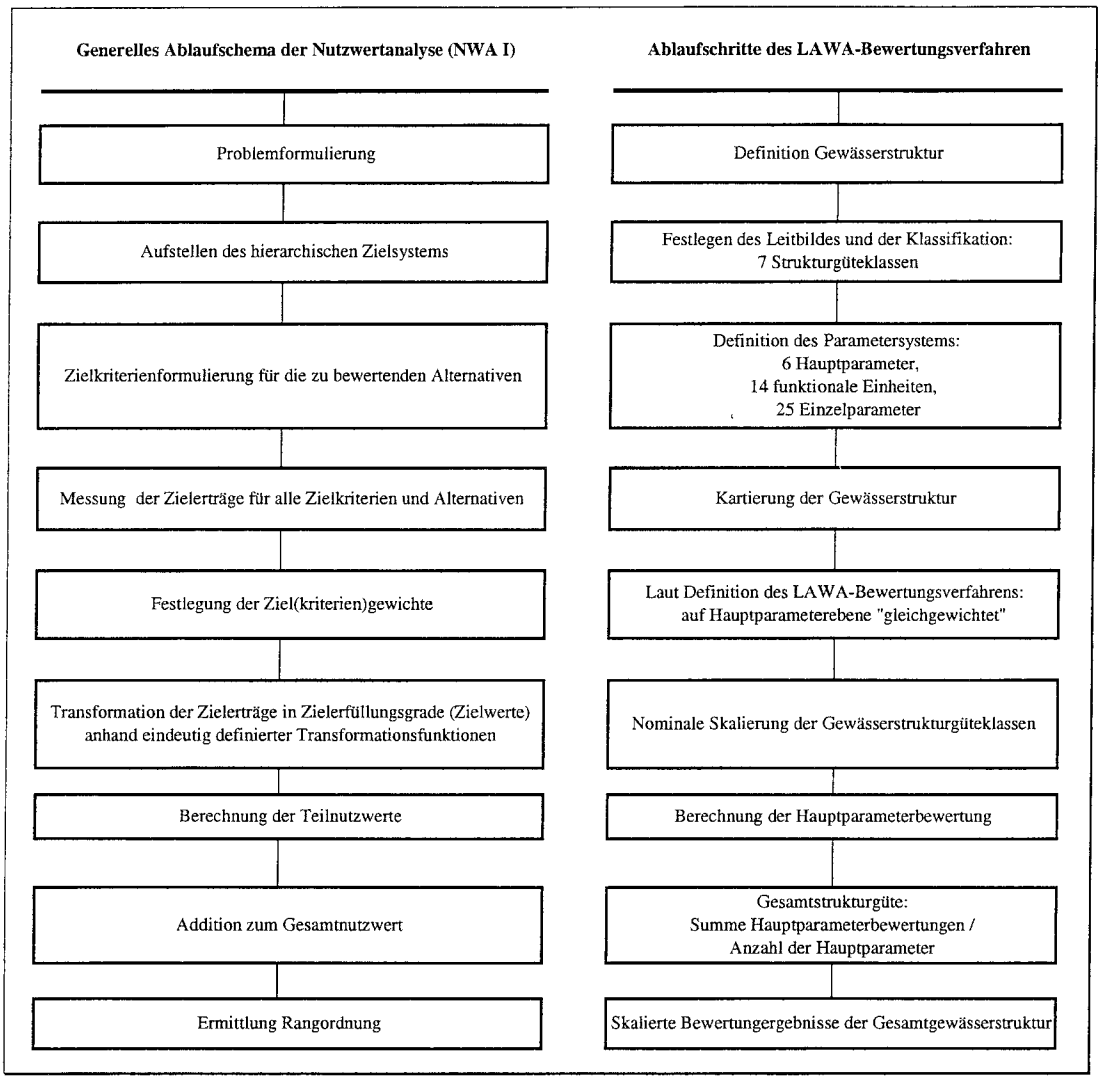
2.3.2 Eignet sich das LAWA-Bewertungsverfahrens als Zielsystem einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse ?

Zur sinnvollen Durchführung der vorgeschlagenen, nutzwertanalytischen Methodik zur Ermittlung der Kosten-Wirksamkeiten (vgl. Kapitel 2.1.3 des Hauptteils) ist besonders auf die Vollständigkeit und Transparenz des Zielsystems zu achten.

Bei der Nutzwertanalyse werden die einzelnen Wirkungen bewertet und zu einer dimensionslosen Größe aggregiert (Zangemeister, 1976). Dabei wird vereinfacht in folgenden vier Schritten vorgegangen: Zuerst wird ein Katalog von Kriterien festgelegt, daran anschließend werden diese Kriterien entsprechend ihrer Bedeutung für die Wirksamkeit gewichtet. Im dritten Schritt erfolgt die Bewertung der Maßnahmen hinsichtlich der festgelegten Kriterien, bevor der Rechenalgorithmus die dimensionslose Wirksamkeit der Maßnahme errechnet.

Das LAWA-Strukturgütebewertungsverfahren basiert auf einem der klassischen Nutzwertanalyse (NWA I) sehr ähnlichen Aufbauschema, vgl. Abbildung 2.3-6.

Abbildung 2.3-6: Vergleichsdarstellung des Ablaufschemas der Nutzwertanalyse (NWA I) und des LAWA-Gewässerstrukturgütebewertungsverfahrens



Das LAWA-Parametersystem ist in vielen Expertenrunden bis zur offiziellen Verabschiedung des Verfahrens diskutiert und immer wieder verbessert worden. Es kann somit nach dem heutigen Kenntnisstand der Wissenschaft als vollständig angesehen werden. Der Aufbau des LAWA-Verfahrens ist außerordentlich transparent und bietet die Möglichkeit der vollständigen Wertsynthese durch schrittweise Aggregation der Teilnutzwerte zu einem Gesamtnutzen.

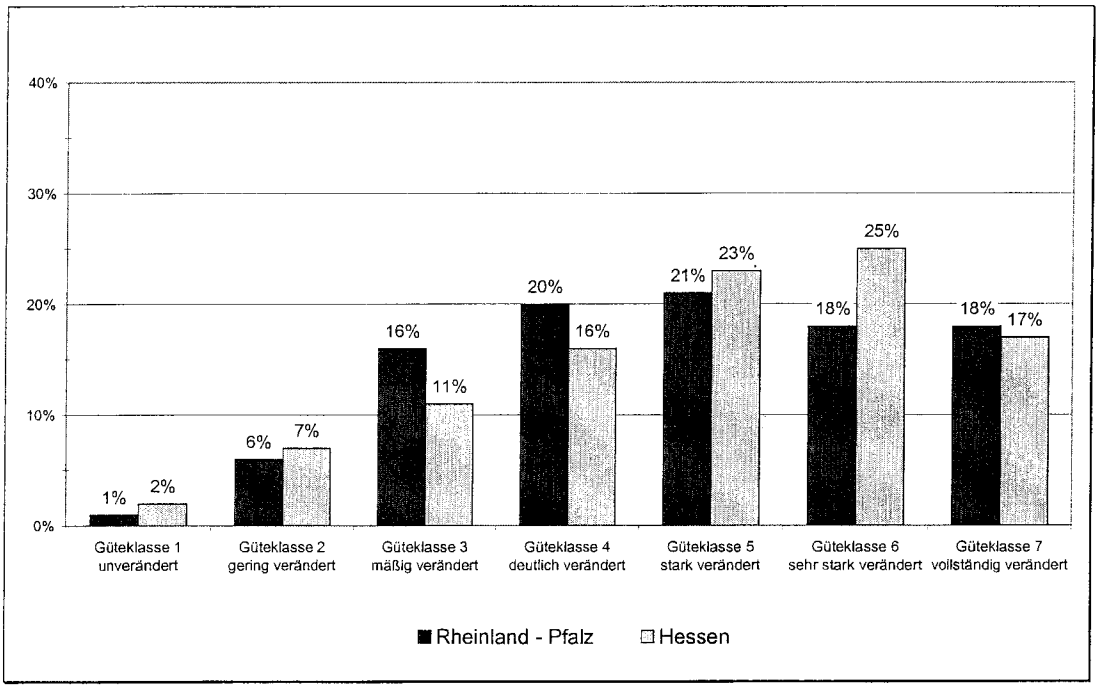
Man kann sagen, dass sich das LAWA-Bewertungsverfahrens Dank seines mit der klassischen Nutzwertanalyse vergleichbaren Aufbauschemas gut als Zielsystem einer dimensionslosen Beurteilung von Maßnahmenwirkungen in der Gewässerstruktur eignet.

3 Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der morphologischen Defizite von Fließgewässern

3.1 Übersicht und Ursachen der morphologischen Defizite

Die bisher für Rheinland-Pfalz und Hessen (zukünftig bundesweit) vorhandenen Kartierungsergebnisse des LAWA-Strukturgütebewertungsverfahrens zeigen auf, wie es derzeit um den ökomorphologischen Strukturbestand in den deutschen kleinen und mittleren Fließgewässern steht. Abbildung 3.1-1 zeigt die Ergebnisse der Strukturgütekartierungen (LAWA-Verfahren) für die Fließgewässer von Rheinland-Pfalz und Hessen.

Abbildung 3.1-1: Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung aus Rheinland-Pfalz und Hessen (Ministerium für Umwelt und Forsten, Rheinland-Pfalz, 1999; Blank/von Keitz/Niehoff, 1999)



Die meisten Gewässer haben durch naturferne Gewässerausbau- und Gewässerunterhaltungsmaßnahmen ihre natürliche Form und Struktur und zumeist auch ihr natürliches Regenerationsvermögen in mehr oder weniger hohem Maße verloren. Die Gewässer des ländlichen Raumes sind seit dem Mittelalter Gegenstand des sogenannten landwirtschaftlichen Wasserbaues, des Kultur- und Meliorationswasserbaues. Man war nachweislich schon im 15. Jahrhundert bemüht, die ursprünglich flachen und krümmungsreichen Bachbetten kanalartig zu begradigen und zu vertiefen, um die von Natur aus nassen und häufig überschwemmten Bachauen besser

landwirtschaftlich nutzen zu können (Otto, 1995). Die Laufbegradigungen und der Gewässerausbau erfolgten seit Beginn des 20. Jahrhunderts um so gründlicher und radikaler, je leistungsfähiger die Baumaschinen wurden und je mehr die Landwirtschaft daran interessiert war, das frühere „extensive" Wiesen- und Weideland der Talauen bis ans Gewässer unter Pflug zu nehmen und ganzjährlich mit dem Traktor befahren zu können, vgl. Abbildung 3.1-2. Diese landwirtschaftliche Gewässerunterhaltung hatte ausschließlich das Ziel, den technischen Ausbauzustand der Gewässer zu erhalten, das Gewässer an der Wiederentwicklung natürlicher Strukturen zu hindern und auch die nicht ausgebauten Gewässerstrecken nach und nach zu leistungsfähigen Vorflutern zu machen.

Abbildung 3.1-2: Die bisherige landwirtschaftliche Prägung der Gewässer und ihre Folgen (Otto, 1995)

Ziele:	Trockenlegung der Gewässeraue, Hochwasserfreilegung der Gewässeraue, Nutzbarmachung von Umland, Festlegung der Gewässerufer	
Maßnahmen:	Laufbegradigung, Laufverkürzung, Laufglättung, Entfernung von Abflusshindernissen, Bettvertiefung, Betträumung, Gehölzreduzierung, Gehölzentfernung, Uferverbau, techn. Uferdeckwerke, Sohlendeckwerke	
Ergebnisse:	landwirtschaftlich:	Kulturflächengewinn, Standortsmelioration, universelle Bodennutzung
	hydrologisch:	Hochwasserverschärfung, Niedrigwasserverschärfung
	gewässermorphologisch:	überhöhte Schleppkraftbelastung des Bettes, Sohlenerosion, strukturelle Regenerationsunfähigkeit des Gewässers
	Gewässerökosystem:	strukturelle Gewässerverödung, Biotop- und Artenverarmung, fischereiliche Reproduktionsunfähigkeit, erhöhte Belastungsanfälligkeit
	Gewässeraue:	strukturelle Verödung, Biotop- und Artenverarmung, Verödung des Landschaftsbildes

Zusätzlich sind in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts zahlreiche Flüsse und Bäche zu Gunsten der Wasserkraft, des Hochwasserschutzes für Ortslagen und großer Verkehrswegeprojekte ausgebaut worden.

All diese anthropogenen Veränderungen im Bereich der Gewässerstruktur sind seit 100 – 150 Jahren systematisch mit dem wasserwirtschaftlichen Instrumentarium des Gewässerausbaus und der Gewässerunterhaltung erfolgt. Sie waren ausschließlich ökonomisch ausgerichtet und sie dienten der Intensivierung und Sicherung wirtschaftlicher Gewässer- und Gewässervorlandfunktionen. Die getroffenen Maßnahmen waren aus wasserbaulicher Sicht sehr wirkungsvoll, jedoch in Bezug auf die ökologischen Gewässerfunktionen ausnahmslos schädlich (Otto, 1996). Die Mehrzahl der heutigen Fließgewässer haben somit einen gestreckten Lauf, übermäßig tiefe Querprofile und einen erosionssicheren Uferverbau. Die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung aus Hessen belegen diese Tendenz. Die überhöhten Abflusskapazitäten dieser glatten und hydraulisch hochleistungsfähigen Gerinne sorgen in Verbindung mit der rigorosen Hochwasserfreilegung der Gewässerauen zu dementsprechend überhöhten Schleppkräften, so dass viele der ausgebauten Gewässer zu einer problematischen Tiefenerosion neigen. Die natürliche Gewässerdynamik ist in Folge des Uferverbaus und des Geschiebemangels nicht mehr in der Lage, durch Ufererosion und Laufkrümmung wieder selber einen naturnahen, dynamischen Gleichgewichtszustand zu erreichen. Ufergehölze und das für die Gewässerentwicklung wichtige Totholz fehlen oder sind nur in geringen Resten vorhanden. Die Uferböschungen sind von dichten Rasen- und Hochstaudenfluren überzogen, die eine natürliche Wiederansiedelung der Ufergehölze nachhaltig verhindern.

3.2 Zielvorstellungen einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte

Das langfristige, potenzielle Entwicklungsziel der Verbesserungsmaßnahmen stellt, entsprechend den Forderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000), die ökologisch gute Gewässerstruktur dar. Als maximal. mögliches (aber nicht immer realisierbares) Entwicklungsziel der Gewässerrenaturierung wird der heutige potenziell natürliche Gewässerzustand, das naturraumspezifische Leitbild angesehen (vgl. Kapitel 2.3.1.1). Dem LAWA-Bewertungsverfahren entsprechend kann man als Bezugsgröße für eine gute Gewässerstrukturgüte die Strukturgüteklasse 2 oder besser definieren. Strukturgüteklasse 1 (LAWA-Verfahren) entspricht dem Leitbild und somit laut LAWA-Leitbilddefinition dem heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustand. Die Strukturgüteklasse 2 wird als Abstufung zu dem unveränderten Zustand der Güteklasse 1 mit gering verändert beschrieben.

Das naturraumspezifische Leitbild (vgl. Kapitel 2.3.1.1) und somit die Definition des Entwicklungszieles kann je nach Gewässertyp und Naturraum recht unterschiedlich ausfallen, vgl. Tabelle 3.2-1.

Tabelle 3.2-1: Naturraumtypische Kenngrößen unterschiedlicher Gewässertypen

Gewässertyp	**A**	**B**	**C**
Gewässergröße	1 - 4 m	1 - 10 m	2 - 10 m
Talform	Sohlen-Auental	Muldental	Sohlental
Profiltiefe	flach	mäßig tief	tief, wechselnd
Breitenerosion	keine	keine - schwach	schwach - stark
Breitenvarianz	vereinzelt groß	gering	vereinzelt groß

Der potenziell natürliche Gewässerzustand (Leitbild) ist entscheidend abhängig vom Abflussregime, vom Feststofftransport, vom anstehenden Untergrund, von der Geländemorphologie und von der Ufer- und Auenvegetation des betrachteten Gewässerabschnittes.

Von Natur aus sind Fließgewässer dynamische, morphologische Gebilde. Sie haben die Tendenz, ihr Bett durch Erosions- und Sedimentationsprozesse auf bestimmte gewässertypische Formen und Strukturen hin zu entwickeln. Ein gewässertypischer, „dynamischer" Gleichgewichtszustand kann somit als das generelle Ziel einer Renaturierung der Gewässerstruktur angesehen werden.

Das Wiederentstehen der natürlichen, gewässertypischen Gleichgewichtsformen wird als morphologische „Regeneration" oder als natürliche „Regenerationsentwicklung" des Gewässers bezeichnet. Das Regenerationsvermögen der Gewässer ist nicht nur durch entwicklungsfeindliche Ausbaustrukturen, sondern auch schon von Natur aus je nach Größe und Typus der Gewässer sehr unterschiedlich. Die Regeneration von einem naturfernen zu einem sehr naturnahen Gewässerzustand kann selbst dann, wenn das Gewässer nicht gegen Ufererosion verbaut worden ist, je nach Gewässertyp einige Jahrzehnte oder auch Jahrhunderte in Anspruch nehmen.

3.3 Entwicklungszeiträume bzw. Regenerationszeiten morphologischer Gewässerstrukturen

Inwieweit im geschädigten Fließgewässer die morphologischen Gewässerstrukturen wiederhergestellt werden können, d.h. die eingeleiteten strukturellen Veränderungen wirken und sich ein naturraumtypisches Gewässer entwickeln kann, hängt im Wesentlichen vom Gewässertyp und den damit zusammenhängenden Entwicklungszeiträumen ab.

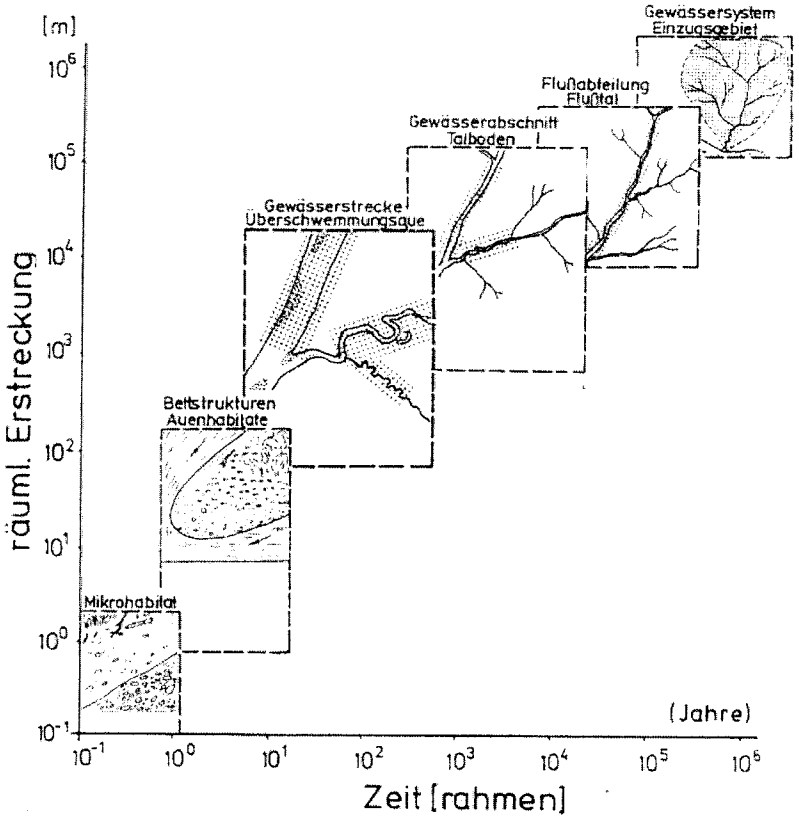
Wenn die Verbesserung der Gewässerstrukturgüte durch eine regenerative Gewässerentwicklung erfolgt, wird ähnlich wie in vielen anderen Regenerationsentwicklungen der Natur, eine bestimmte Abfolge von Entwicklungssukzessionen ("Gewässersukzessionen") mit wechselnden Entwicklungsschwerpunkten stattfinden. An allen Kulturgewässern, die vom Menschen "begradigt" und zu hochleistungsfähigen Vorflutern "degradiert" worden sind, sind die Lauf- und Querprofilentwicklung, d.h. die Krümmungs- und Breitenerosion zunächst die wichtigsten Schwerpunkte der Entwicklung (Otto, 1996).

Bis die Strukturdefizite behoben sind, müssen die für eine Struktur spezifischen Entwicklungszeiten durchlaufen werden. Grundsätzlich verringern sich die Entwicklungszeiten sehr stark mit abnehmender Strukturgröße. Während die Entwicklung eines gewundenen Laufes Jahrzehnte oder gar Jahrhunderte benötigt, kann sich eine naturgemäße Bettform u.U. bereits nach wenigen jährlichen Hochwasserereignissen entwickeln und Sohlenformen können sich bereits nach einem kleineren Hochwasser regenerieren.

Die von der Strukturgröße abhängenden Entwicklungszeiten sind dann nicht ausschlaggebend, wenn übergeordnete Strukturdefizite (z.B. Laufstruktur) vorhanden sind und diese eine Entstehung der untergeordneten, abhängigen Strukturen (z.B. Kolke und Furten in Flachlandgewässern mit feinem Sohlsubstrat) verhindern. Dann werden die abhängigen Strukturen erst entstehen können, wenn die übergeordneten Strukturen vorhanden sind. Ist die Entwicklungszeit der übergeordneten Strukturen größer als die der untergeordneten Strukturen, so ist die erstere maßgebend. Dies kann bedeuten, dass der Entwicklungszeitraum hin zu naturnahen Strukturen von der wiederherzustellenden Struktur mit der höchsten Entwicklungsdauer abhängt (Scherle, 1999).

Die Zeiträume, innerhalb derer sich Gewässerstrukturen entwickeln bzw. verändern, hat Kern (1994) aus natürlichen geomorphologischen Prozessen abgeleitet und in einem sogenannten Raum-Zeit-Modell dargestellt, Abbildung 3.3-1. Er urteilt dabei nach der Größe der zu betrachtenden Raumeinheit in Flussgebiete, Gewässerabschnitte, Gewässerstrecken, Bettstrukturen und Mikrohabitate.

Abbildung 3.3-1: Systemebenen in einem hierarchisch aufgebauten Raum-Zeit-Modell der morphologischen Gewässerentwicklung (Kern, 1994)



Bedenkt man, dass die meisten Gewässerregulierungen erst vor wenigen Jahrzehnten durchgeführt wurden und fast alle ausgebauten Gewässer im Ausbauzustand durch regelmäßige Unterhaltungseingriffe erhalten werden, so ist es nicht verwunderlich, dass auch in der Fachliteratur noch so gut wie keine Erfahrungswerte über gesicherte Regenerationszeiten vorliegen. Erschwert wird eine Prognose morphologischer Anpassungszeiten nach Änderung der Systemparameter durch das komplexe Zusammenspiel einer Vielzahl von Faktoren, die das geomorphologische Prozessgefüge bestimmen: Dazu gehören z. B. Abflussregime, Geschiebeführung und -zusammensetzung, Erosionsresistenz des Bettes und der Uferbereiche, Streckengefälle, Gesteinswechsel, lokale Erosionsbasen, Deckschichtbildung, Geschiebeeintrag aus Zuflüssen, Betrieb von Speichern, um nur einige zu nennen (Carling, 1988).

Das Bestimmen einer Rückentwicklungszeit zum Erreichen einer naturnahen Laufform und somit zu naturraumtypischen Gewässerstrukturen ist sehr schwierig. Es besteht die Möglichkeit einer groben Abschätzung der Regenerationszeit über die latente Erosionsrate und die Amplitude des naturnahe Laufes (vor Begradigung). Dies ist allerdings nur möglich wenn eine gute (historische) Datengrundlage für das

zu betrachtenden Gewässer vorhanden ist (Scherle, 1999). Beispiele einer Laufentwicklung nach Begradigung zeigen, dass Rückentwicklungszeiten von 30 Jahren bei sehr entwicklungsfreudigen Flüssen wie dem Elkhorn River (Barnard/Melhorn, 1982) und bis zu 165 Jahren bei Bächen wie dem Big Pine Creek (Brice, 1983) mit relativ geringem Gefälle zu erwarten sind, bis die ursprüngliche Laufform wieder nahezu erreicht wird.

Wie in Abbildung 3.3-2 idealisiert dargestellt, ist der erste Schritt einer Gewässerentwicklung die erforderliche Breitenentwicklung, so dass zunächst Uferbänke entstehen können. Die folgende rasche Zunahme der wechselseitigen Ufererosion mit ansteigendem Windungsgrad konstaniert bei Windungsgraden über 1,5. Ausgeprägte, gehölzbedingte Uferstrukturen werden insbesondere an Bächen erst 50 – 150 Jahre nach der Begründung eines Gehölzbestandes zu erwarten sein, da sich erst dann ein weitständiger Uferwald mit ausgeprägtem Wurzelsystem entwickelt hat. Sind dagegen weitständige Ufergehölze bereits vorhanden, dann werden sich dazwischen liegende Uferbuchten bereits nach Jahren oder wenigen Jahrzehnten ausgebildet haben (Scherle, 1999).

Vereinfachend kann festgestellt werden, dass je größer die räumliche Ausdehnung einer betroffenen morphologischen Struktur ist desto länger ihre erforderliche Regenerationszeit dauert.

Die Entwicklung der Gewässermorphologie ist ein sehr langsamer Prozess und führt meist erst nach vielen Jahrzehnten zu naturraumtypischen Verhältnissen. Die Veränderung des Gewässerbettes durch Erosion von Ausbaustrecken und Sohlstufen sowie des Gewässerverlaufes durch Mäandrierung und Entstehung von Altarmen erfolgt in Jahrzehnten bis Jahrhunderten. Nur kleinräumige Strukturierungen, z.B. in Riffel-Pool-Bereich, Kolke und Buchten können bereits innerhalb eines bis weniger Jahre entstehen (Tabelle 3.3-1). Ob sich die Entwicklungszeiten für die Gewässerstrukturen eher an der oberen oder unteren Grenze der angegebenen Zeitspannen befinden, ist sehr stark naturraumabhängig. Kriterien zur Beurteilung der Entwicklungsgeschwindigkeit stellen Strömungskraft, Abflussdynamik (z.B. auch Anzahl der Hochwasserereignisse), Strömungsresistenz des Ufermaterials und Intensität des Geschiebetransportes dar. Die Tendenz der morphologischen Entwicklungsgeschwindigkeit unterschiedlicher Fließgewässertypen lässt sich anhand der in Tabelle 3.3-2 angegebenen Unterteilung bestimmen.

Abbildung 3.3-2: Entwicklungsphasen vom begradigten zum renaturierten Fließgewässer durch Förderung der natürlichen Laufverlagerung (dynamische Eigenentwicklung) und Belassen der natürlichen Sukzession zum Auwald (Binder, 1996)

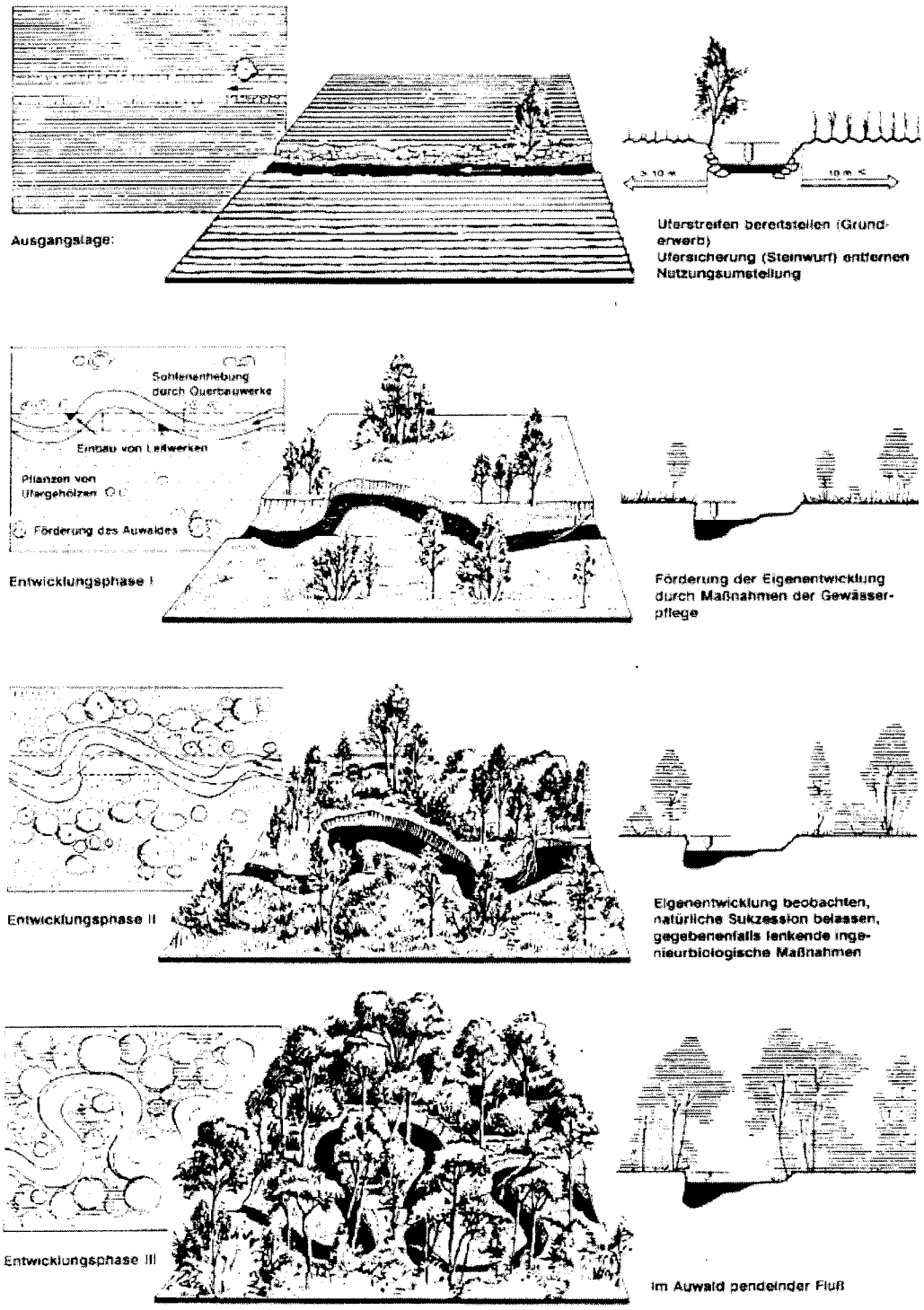


Tabelle 3.3-1: Entwicklungsdauer von Gewässerstrukturen auf einer Gewässerstrecke, verändert nach Kern (1994) und Scherle (1999)

Zu entwickelnde Strukturen	Räumliche Ausdehung der Strukturen	Notwendige äußere Einwirkungen	Entwicklungszeiträume [Jahre]	
			von Bächen	von Flüssen
Laufstrukturen (nach KERN: Gewässerstrecke)	50 m - 5 km bei Bächen 50 m - 50 km bei Flüssen	5 - 1000 jährliche Hochwasserereignisse; Hangrutschungen; Treibholz oder Eisabgänge	5 -1000	5 - 1000
Uferstrukturen und Bettformen (nach KERN: Bettstrukturen)	0,5 - 50 m bei Bächen 5 - 500 m bei Flüssen	1 - 50 jährliche Hochwasserereignisse, Treibholz, Uferabbrüche	0,5 - 50	5 - 500
Sohlstrukturen (nach KERN: Bettstrukturen)	0,5 - 50 m bei Bächen 5 - 500 m bei Flüssen	1 - 50 jährliche Hochwasserereignisse, Treibholz, Uferabbrüche	0,5 - 50	5 - 500
Uferbewuchs (Uferwald)	10 - 50 m bei Bächen > 50 m bei Flüssen	Wachstumsphase	30 - 500	50 - 500
Mikrostrukturen (nach KERN: Mikrohabitate)	5 cm - 5 m bei Bächen 5 cm - 50 m bei Flüssen	alle Abflüsse	Wochen - 5 Jahre	Wochen - 5 Jahre

Tabelle 3.3-2: Tendenzielle morphologische Entwicklungsgeschwindigkeit unterschiedlicher Gewässertypen

Zügige morphologische Gewässerentwicklung	Langsame morphologische Gewässerentwicklung
(nach OTTO: "Entwicklungsfreudig")	(nach OTTO: "Entwicklungsträge")
Kerbtalgewässer	Muldentalgewässer
Mäandertalgewässer	Auetalgewässer
	Flachlandgewässer

Um eine Beobachtung der Veränderungen der Gewässerstrukturen anschaulich durchführen zu können, erscheint eine Unterteilung der Entwicklungszeiträume in folgender Weise sinnvoll:

- kurzfristig: ~ 1 –15 Jahre,
- mittelfristig: ~ 15 – 30 Jahre
- langfristig: ~ 30 – 60 Jahre.

3.4 Differenzierung bekannter Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur

Wesentlicher Bestandteil jeder Maßnahme zur Wiederherstellung der natürlichen, morphologischen Gewässerstrukturen muss es sein, die potenziell naturraumtypischen Verhältnisse (Morphologie, Hydrologie und Biologie) eines Gewässers (-abschnittes) so weit wie möglich wieder herzustellen. Eines der wichtigsten Ziele ist es dabei, dem Fließgewässer ausreichend Raum zu überlassen, so dass die natürliche Dynamik des Fließgewässers uneingeschränkt stattfinden kann.

3.4.1 Grundlage: Maßnahmenliste der UBA-Studie "Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft"

Die am Fraunhofer ISI ausgearbeitete, vom Umweltbundesamt in Auftrag gegebene Studie "Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft – Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland" (Böhm et al., 1999) gibt unter anderem auch einen Überblick über Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte. Folgende mögliche Maßnahmen werden in der Studie aufgelistet:

3.1.1a Optimierung des Wasserhaushaltes in Gewässereinzugsgebieten - Hochwasserschutz

3.1.1b Optimierung des Wasserhaushaltes in Gewässereinzugsgebieten - Lebensraumschutz

3.1.2 Herstellen der linearen Durchgängigkeit für die Auf- und Abwärtswanderungen der standorttypischen Arten

3.1.3 Flächenbereitstellung zur standortgemäßen, eigendynamischen Entwicklung des Gewässerlaufs

3.1.4 Anpassen der Landnutzungsformen an die Einzugsgebiete

3.1.5 Anpassung der Siedlungsentwässerung an die lokale Gewässermorphologie und –hydrologie

3.1.6 Verstärkte Verwendung von Umweltausgaben zur Verbesserung der Gewässerstruktur

3.4.2 Auseinanderdividieren der Maßnahmenliste auf (Einzel-) Maßnahmen

Die in der UBA-Studie benannten Maßnahmen lassen sich auf Grund ihrer weitläufigen Maßnahmendefinitionen und einer nicht immer eindeutig abgegrenzten Maßnahmenzusammensetzung aus Teilmaßnahmen, nicht direkt für die Darstellung von Kosten-Wirksamkeitsbeziehungen übernehmen. Nach einer umfassenden Literaturstudie und einem Abgleich mit den darin enthaltenen Angaben zur Gewässerrenaturierung, kommt man zu folgenden in Tabelle 3.4-1 dargestellten möglichen (Einzel-) Maßnahmen einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte.

Tabelle 3.4-1: Aufzählung möglicher, "sinnvoller" (Einzel-) Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur

A_1	Laufverlagerung (Erdbaumaßnahme) und morphologische Umgestaltung	Maßnahmen des naturnahen Wasserbaues
A_2	Wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle	
A_3	Maßnahmen zur Uferstrukturverbesserung	
B_1	Aquatische Durchgängigkeit	Natürliche Gewässerdurchgängigkeit
B_2	Totholz- und Geschiebedurchgängigkeit	
C	Gewässerbettaufweitung	
D	Entfernen von Ufer- und Sohlsicherungen (Gewässerbettdynamik)	
E	Extensivierung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen	
F	Remäanderierung / Gewässervernetzung	
G	Bereitstellen von Gewässerrandstreifen	
H	Schaffen natürlicher hydraulischer Abflussverhältnisse	
I	Veränderung der Hochwasserschutzkonzeption	
J	Gewässerverträgliche Bodennutzung im Einzugsgebiet	

3.4.3 Gliederung der (Einzel-) Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte

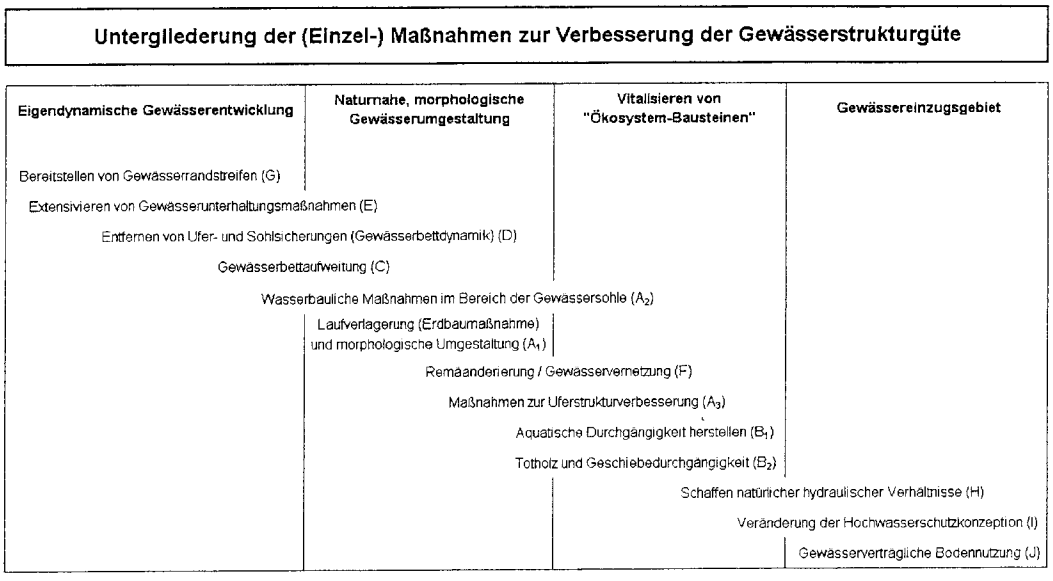
Mit der Definition des Entwicklungszieles (dem heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustand) ist noch nicht gesagt mit welcher der Maßnahmen dieser naturnahe Zustand des Gewässers erreicht werden kann. Ist eine Laufentwicklung des Gewässers möglich, so ist grundsätzlich zwischen folgenden zwei gegensätzlichen Vorgehensweisen zu unterscheiden: Eigendynamische Gewässerentwicklung oder morphologische Umgestaltung. Unter Gewässerentwicklung versteht man insbesondere das eigendynamische, durch Erosions- und Sedimentationsprozesse verursachte und durch Sukzession der Vegetation beeinflusste Entstehen naturnaher Gewässerstrukturen. Der eigendynamischen Gewässerentwicklung liegt die Erkenntnis zu Grunde, dass Strukturverbesserungen im allgemeinen nur in kleinen Schritten und nur in dem Maße möglich sind, in dem auch das jeweilige Gewässerumfeld sie zulässt und akzeptiert. Im Gegensatz hierzu steht die morphologische Umgestaltung, bei der die groben, naturnahen Strukturen der Gewässermorphologie, wie z.B. dem Gewässer näherungsweise entsprechende Laufform, Bettbreite und -tiefe, durch Erdbaumaßnahmen hergestellt werden. Zusätzlich werden naturraumtypische Gehölze zur Aufwertung des Uferbereiches gepflanzt. Unregelmäßigkeiten im Lauf, die Ausformung des Bettes sowie differenzierte Ufer- und Sohlstrukturen sollen auch nach der Baumaßnahme noch variabel sein und können von der Gewässerdynamik weiterhin gestaltet werden. Mit der morphologischen Umgestaltung überspringt man die langwierige Entwicklung der überordneten Gewässerstrukturen und ermöglicht somit eine schnellere Entwicklung der untergeordneten Feinstrukturen.

Handelt es sich um Gewässer (-abschnitte) an denen auf Grund restriktiver Randbedingungen keine Laufentwicklung möglich ist, beschränken sich die Bemühungen zur Strukturverbesserung auf Teilbereiche der Gewässerstruktur. Die sogenannten Ökosystem-Bausteine, wie z.B. die Gewässerdurchgängigkeit, können auch in räumlich beengten Bereichen der Fließgewässer "vitalisiert" werden.

Ist die Entwicklung ökologisch wichtiger Gewässerstrukturen durch Auswirkungen anthropogener Eingriffe im Einzugsgebiet verhindert, dann sind die Ansatzpunkte der Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur im Einzugsgebiet des Gewässers zu suchen.

Abbildung 3.4-1 zeigt eine Zuordnung der (Einzel-) Maßnahmen zu den Renaturierungsansätzen: Eigendynamische Gewässerentwicklung, naturnahe, morphologische Umgestaltung, Vitalisierung von Ökosystem-Bausteinen und Gewässereinzugsgebiet.

Abbildung 3.4-1: Zuordnung der (Einzel-) Maßnahmen zu Renaturierungsansätzen



3.4.3.1 Maßnahmen zur Gewässerstrukturgüteverbesserung die eine Laufentwicklung des Gewässer beinhalten

Dass eine eigendynamische Rückentwicklung eines ausgebauten Fließgewässers in naturnahe Zustände generell möglich ist belegen Untersuchungen von Brice (1983), Brookes (1987) sowie Barnard/Mehlhorn (1982). Ob die eigendynamische Gewässerentwicklung eine mögliche Renaturierungsmaßnahme darstellt, hängt allerdings im entscheidenden Maße vom betrachteten Gewässertyp ab (vgl. Tabelle 3.3-2). Wie in Kapitel 3.3 beschrieben ist die Größe des vorhandenen Geschiebetransportes, des Gefälles und der damit vorhandenen Strömungsenergie entscheidend für die Beantwortung der Frage, ob eine eigendynamische Gewässerentwicklung einsetzt oder der Gewässerlauf für lange Zeit gerade bleibt.

Otto(1990) differenziert die Gewässer in Hinblick auf die Auswahl eines Renaturierungsverfahrens sehr anschaulich in entwicklungsfreudige und entwicklungsträge Gewässertypen. Entwicklungsfreudige Gewässertypen zeichnen sich durch eine hohe Strömungs- und Abflussdynamik sowie relativ leicht erodierbare Ufermaterialien (alluviale Lockersedimente) aus. Die Gewässerentwicklung kann bei diesem Gewässertyp weitestgehend sich selbst überlassen bleiben, eventuell wird zur Entwicklungseinleitung und -förderung steuernd bzw. impulsgebend eingegriffen. Der entwicklungsträge Gewässertyp dagegen besitzt nur eine geringe Strömungs- und Abflussdynamik und weist erosionsstabile Ufermaterialien (kohäsive Auesedimente) auf. Der entwicklungsträge Gewässertyp kann defizitäre naturraumtypische

Strukturelemente nicht durch eigendynamische Selbstentwicklung erreichen. Entwicklungsträge Gewässertypen können in einem einigermaßen überschaubaren Planungszeitraum nur mit Hilfe erdbaulicher Maßnahmen in ihre naturraumtypische Gestalt überführt werden.

Für die Praxis bedeutet dies, dass anhand der oben aufgeführten Kriterien (entwicklungsfreudig oder -träge) für den jeweiligen Gewässerabschnitt die gewässertypologische Entwicklungsfähigkeit zu beurteilen ist und danach in Abhängigkeit der erkannten Defizite entschieden werden kann, ob das Gewässer morphologisch umgestaltet werden muss oder die Möglichkeit besteht die Zielvorstellungen durch eigendynamische Gewässerentwicklung zu erreichen.

Kurze Beschreibung der Maßnahmen im Bereich "Eigendynamische Gewässerentwicklung":

Bereitstellen von Gewässerrandstreifen, [G]

Unter einem Gewässerrandstreifen ist eine am Ufer angrenzende und das Gewässer begleitende Fläche zu verstehen, die von jeglicher Nutzung freigehalten wird. In den Gewässerrandstreifen gilt: Duldung von Uferabbrüchen, Sukzession oder landespflegerische Begleitmaßnahmen sowie Verbannung intensiver (land- und forst-) wirtschaftlicher Nutzung. Das Bereitstellen von Gewässerrandstreifen ist quasi als eine Voraussetzungen zur Gewässerentwicklung anzusehen, da sie dem Gewässer den notwendigen seitlichen Bewegungsspielraum für die naturraumtypische Lauf-, Profil- und Uferentwicklung auf rechtlich abgesicherten Grundbesitzverhältnissen bietet.

Extensivieren von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen, [E]

Die Unterhaltung von Gewässern war bisher darauf ausgerichtet, ungestörte landwirtschaftliche Bodennutzung zu betreiben, die maximal mögliche Abflusskapazität zu gewährleisten und zudem galt unbedingter Schutz des Grundbesitzes vor Ufererosion. Durch die intensiven Maßnahmen der Gewässerunterhaltung wird das natürliche Selbstentwicklungspotenzial des Gewässers unterdrückt und natürlicherweise entstehende Gewässerstrukturen im Sohl- und Uferbereich zerstört bzw. deren Entwicklung verhindert. Totholz ist z.B. im Gewässerquerschnitt ein entscheidender Strukturbildner, der in Verbindung mit der Eigendynamik des Gewässers zu einer Laufentwicklung führen kann. Die neue Ausrichtung der Gewässerunterhaltung an Fließgewässern der freien Landschaft und außerhalb von begründeten Restriktionslagen stützt sich daher auf folgende Grundsätze:

- Keine Gewässerräumung, insbesondere Sohlenräumung zur Vorflutererhaltung für land- und forstwirtschaftliche Entwässerungssysteme.
- Keine Reparatur oder Erneuerung von Uferbefestigungen.
- Kein Schneiden oder Auf-den-Stock-setzen von Ufergehölzen.
- Wechselseitige Maht der Uferböschungen und ähnliche Strukturunterstützende Maßnahmen.
- Aufgabe von Bewirtschaftungswegen zur Gewässerunterhaltung.

Entfernen von Ufer- und Sohlsicherungen (Gewässerbettdynamik), [D]

Ohne Ufererosion ist keine natürliche Strukturentwicklung eines Gewässers möglich. Die Ufererosion äußert sich teils als Krümmungserosion (Wiederentstehen und Verstärkung der Laufkrümmung) und teils als Breitenerosion (Verbreiterung und Abflachung des Gewässerbettes). Gewässer die durch Uferverbau an der natürlichen Ufererosion gehindert sind, müssen durch Zerstörung des Uferverbaus wieder erosions- und regenerationsfähig gemacht werden. Nach Zulassen von Ufererosion kann sich das natürliche, dynamische Gleichgewicht zwischen Erosion und Sedimentation entwickeln, so dass Sohlsicherungsmaßnahmen, die meist zur Verhinderung einer fortschreitenden Sohlenerosion eingebaut wurden, überflüssig werden. Diese Maßnahme setzt eine rechtliche Regelung der Eigentumsverhältnisse voraus, (Bereitstellen von Gewässerrandstreifen, [G]).

Gewässerbettaufweitung, [C]

Die Begradigung eines Gewässers hat oft eine erhebliche Tiefenerosion zur Folge. Ohne ein Anheben der Gewässersohle auf ein naturgemäßes Niveau kann die Entwicklung von naturraumtypischen Bett- und Laufstrukturen nicht stattfinden. Die Fließgewässersohle wird durch eine Baumaßnahme an den Seiten so aufgeweitet, dass die Schleppkräfte deutlich abnehmen und vom Oberstrom eingetragenes Geschiebe nur zum Teil weitertransportiert wird. Durch das im aufgeweiteten Gewässerbett abgelagerte Material wird die Sohle des Fließgewässers angehoben. Zusätzlich kann bei Problemen mit sehr großer Tiefenerosion das seitlich entnommene Material zur Verfüllung der Gewässersohle verwendet werden und so eine direkte Anhebung der Gewässersohle auf eine naturgemäße Betttiefe erreicht werden.

Wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle (Unterstützung der Laufentwicklung), [A_2]

Um eine naturgemäße Laufform schneller zu erreichen, bzw. eine Entwicklung dahingehend einzuleiten, sind Maßnahmen zur Forcierung der Laufentwicklung denkbar. Bei den Maßnahmen zur Unterstützung der Laufentwicklung handelt es sich um hydraulisch wirksame Einbauten, welche die Strömung direkt oder indirekt auf eine der Uferseiten lenken und dort eine punktuelle Ufererosion, bzw. Krümmungserosion, verursachen. Folgende "Einbauten" sind im Rahmen dieser Maßnahme denkbar: Querriegel, Grobsubstratschüttungen, Totholzverbauungen, Störsteine, Buhnen, Leitwerke und Geschiebezugabe (wodurch die Ablagerung von Bänken unterhalb unterstützt wird). Die Lage, bzw. Abstände dieser Impulse für die Laufentwicklung sollten sich an der im Leitbild präzisierten Wellenlänge des Laufes orientieren, um keine gewässeruntypischen, d.h. dem Entwicklungstrend entgegengesetzte Impulse zu setzten.

Kurze Beschreibung der Maßnahmen im Bereich "Naturnahe morphologische Gewässerumgestaltung"

Laufverlagerung (Erdbaumaßnahme) und morphologische Umgestaltung, [A_1]

Mit Hilfe von Erdbaumaßnahmen wird auf Grundlage eines naturnahen "Vorbildes" eine Laufgestaltung und Querprofilmodellierung durchgeführt. Da man bei der Umgestaltung dem Gewässer einen neuen Lauf vorgibt, ist es erforderlich, den alten naturnahen Lauf zu rekonstruieren oder einen naturnahen Lauf auf Grundlage des heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustandes zu planen. Da der rekonstruierte, bzw. geplante Lauf dem Gewässer immer nur näherungsweise entsprechen kann, muss dem Gewässer nach der Umgestaltung noch die Möglichkeit der weiteren Umgestaltung eingeräumt werden. Nach der Umgestaltung muss dem Gewässer eine gewisse Anpassungszeit zugestanden werden, bevor durch Bepflanzungsmaßnahmen die Entwicklungsfreiheit vermindert wird. Durch die morphologische Umgestaltung überspringt man (nur) die langwierige Entwicklung der Makrostrukturen. Mit der "künstlichen" Herstellung von Sohl- und Uferstrukturen sollte zurückhaltend und recht sorgsam umgegangen werden, da diese "Kunstprodukte" sehr kurzlebig sein werden, wenn sie nicht spezifisch auf die Strömungs- und Substratverhältnisse des zu renaturierenden Gewässertyps abgestimmt sind.

Remäandrierung / Gewässervernetzung, [F]

Ehemalige Mäander, sogenannte Altarme sind wesentliche Elemente der Gewässervernetzung. Gewässer (-abschnitte) die ehemals durch wasserbauliche Maßnahmen abgetrennt wurden, gilt es wieder an die naturraumtypische Dynamik des Gewässers anzugliedern. Die Anbindung der abgeschnittenen Seitengewässer ist häufig nur mit unterschiedlich ausgeprägten baulichen Maßnahmen zu erreichen (teilweise ist z. B. eine Entschlammung des Altarmes notwendig). Wichtig bei der Vernetzung ist eine sinnvolle Anbindung an die Gewässerdynamik, so dass es langfristig nicht zu Verlandungen kommt und eine weitergehende nachhaltige, eigendynamische Aktivierung des Seitengewässers gewährleistet ist.

3.4.3.2 Maßnahmen zur Gewässerstrukturgüteverbesserung unter restriktiven, eine Laufentwicklung ausschließenden Randbedingungen, "Vitalisierung von Ökosystembausteinen"

An vielen Gewässern im dicht besiedelten Naturraum Deutschlands besteht eine Reihe von Randbedingungen, wie z.B. Schifffahrt, Hochwasserschutz, Siedlung und Wasserkraftnutzung, die in absehbarer Zeit eine freie Entfaltung (Laufentwicklung) der Gewässer nicht zulassen.

Für diese Gewässerabschnitte kann das langfristige, hochgesteckte Entwicklungsziel (Strukturgüteklasse 2 oder ggf. besser) nicht erreicht werden. Maßnahmen zur Strukturgüteverbesserung in Bereichen von Gewässerabschnitten, die solche restriktiven Randbedingungen aufweisen, können daher nur Teilbereiche des Gewässerökosystems ("Ökosystem-Bausteine") strukturell aufwerten. Doch mit gezielten (meist wasserbaulichen) Maßnahmen lassen sich auch unter den räumlich beengten, anthropogen geprägten Verhältnissen in Teilbereichen der Gewässerstruktur Verbesserungen erzielen.

Kurze Beschreibung der Maßnahmen im Bereich "Vitalisieren von Ökosystem-Bausteinen"

Maßnahmen zur Uferstrukturverbesserung, [A_3]

Im Bereich des Gewässerquerprofils werden hierbei Prall- und Gleithänge, Steilufer, Uferabflachungen, -bermen, -buchten u.a. je nach landschaftstypischem Leitbild geschaffen. Eventuell notwendige Sicherungsmaßnahmen im Uferbereich werden nicht mit toten Baustoffen ausgeführt, sondern unbedingt in ingenieurbiologi-

scher Lebendverbauweise (z.B.: Röhricht, Raubaum, Faschinenbündel, Senkwalzen, Flechtzaun, Weidenspreitlage, u.a.) errichtet.

Die Pflanzung und Pflege von standorttypischen Gehölzen ist ein entscheidender Punkt der Maßnahme. Ziel ist der Aufbau eines weitgehenden naturraumtypischen Gehölzsaumes. Eventuell sind standortfremde Gehölze zu entfernen.

Herstellen der natürlichen Gewässerdurchgängigkeit (aquatische Gewässer- sowie Totholz- und Geschiebedurchgängigkeit), [B_1,B_2]

Die Maßnahme beruht auf dem Prinzip des natürlichen Gewässerkontinuums. Zielvorstellung ist hierbei ein Gewässerkontinuum, in dem die für intakte und stabile Ökosysteme erforderlichen, vielfältigen Austauschprozesse ungehindert stattfinden können. Ansatzpunkte zur Wiederherstellen der naturnahen Gewässerdurchgängigkeit für die Gewässerfauna (Fisch- und Benthosfauna), sowie der Totholz- und Geschiebedurchgängigkeit (organische und anorganische Feststoffe) sind z.B.: Rückbau von Verrohrungen und Durchlässen, Umgestaltung von Sohlbauwerken, Abstürzen und Wehranlagen, Anlegen von Umgehungsgerinnen, Fischaufstiegsanlagen u.a. Außerdem sind Stauhaltungen so zu konzipieren, dass ein gewisser Feststofftransport und eine zumindest teilweise naturnahe Wasserstandsdynamik gewährleistet bleiben.

Wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle, [A_2]

Um das Gewässer als Lebensraum für die Fischfauna zu verbessern, werden schon seit längerer Zeit, besonders im nordamerikanischen Raum, sogenannte Instream Structures zur Strukturierung der Gewässersohle ausgebauter Gewässer vorgeschlagen und realisiert. Durch Einbringen bzw. Schaffen charakteristischer Strukturen im Gewässerbett, wie z.B. Grobsubstratschüttungen, Störsteine, Buhnen, Totholzstrukturen, u.a. werden erhöhte Strömungsverluste (Sohlenrauheiten), verminderte Abflussleistung, wechselnde Wasserstände und häufigere Varianz der Strömungsturbulenz hervorgerufen. Zusätzlich werden dadurch dynamische Sedimentations- und Erosionsprozesse iniziiert, die zu naturraumtypischen Auflandungen und Kolken führen können.

3.4.3.3 Maßnahmen zur Gewässerstrukturgüteverbesserung die im Einzugsgebiet des Gewässers (-abschnittes) ansetzen

Einige Defizite in der Gewässerstrukturgüte sind nicht durch anthropogene Eingriffe direkt am Gewässerabschnitt begründet, sondern haben ihren Ursprung in den unnatürlichen hydraulischen Verhältnissen des Gewässers (-abschnittes). Maßnah-

men zur nachhaltigen Verbesserung solcher Defizite finden daher meistens nicht direkt am Gewässer (-abschnitt) statt, sondern konzentrieren sich auf die Bereiche der Abflussentstehung bzw. -retention, nämlich das Gewässereinzugsgebiet und die Gewässeraue. Viele Gewässer haben eine viel zu hohe Abflusskapazität und Schleppkraftbelastung des Bettes bei Hochwasser. Unter solchen Bedingungen ist das Hochwasser in hohem Maße strukturzerstörend und nur wenig strukturbildend. Viele Gewässer haben infolge ihrer überhöhten Schleppkraftbelastungen ein gestörtes Sohlengleichgewicht mit der Tendenz zur fortschreitenden Sohlenerosion. Als Zielgröße ist daher eine naturraum- bzw. einzugsgebietspezifische Abflussdynamik anzustreben.

Kurze Beschreibung der Maßnahmen im Bereich Gewässereinzugsgebiet

Schaffen natürlicher hydraulischer Verhältnisse, [H]

Der Weg des Wassers soll quantitativ und in der zeitlichen Abfolge dem natürlichen Weg ähnlich sein. Siedlungsbereiche stellen in vielen Einzugsgebieten eine Hauptursache für die Vergrößerung der Amplitude und Frequenz des Abflussgeschehens und in deren Gefolge starker struktureller Eingriffe dar. Der Hauptaspekt der Maßnahme liegt auf der Optimierung der Entwässerungs- und Rückhaltesysteme für das Niederschlagswasser im Zentrum der Überlegungen.

An Gewässern deren Abflussverhältnisse durch eine wirtschaftliche Wassernutzung beeinträchtigt sind (z.B.: Wasserkraft, Brauchwasser für die Industrie, landwirtschaftliche Bewässerung, Fischerei), können ökologisch begründete Abflussregelungen zu einer zumindest teilweisen Wiederherstellung der natürlichen Wasserstände und Abflussdynamik führen.

Veränderung der Hochwasserschutzkonzeption, [I]

Die Maßnahme beruht auf dem Prinzip der Retention in der freien Fläche. Viele Gewässerauen wurden aus Gründen einer maximalen landwirtschaftlichen Bodennutzung und des immer größer werdenden Siedlungsdrucks in Ballungsräumen hochwasserfrei- und trockengelegt. Dadurch wurden das natürliche Hochwasserretentionsvermögen der Gewässeraue ausgeschaltet, die Abflussspitzen des Hochwassers entsprechend erhöht, das Gewässerbett mit überhöhten Hochwasserfließgeschwindigkeiten und Schleppkräften belastet und die Niedrigwasserabflüsse in Trockenzeiten erheblich abgesenkt. Das Aktivieren natürlicher, ehemaliger Überschwemmungsflächen durch Dammrückverlegungen und Extensivierung der Auen-

nutzung - d.h. landwirtschaftliche Bodennutzung muss in Einklang mit den Ansprüchen einer funktionierenden Gewässeraue gebracht werden (Wiese, Weide, Wald) - steht bei dieser Maßnahme im Vordergrund. Alternativmaßnahmen zur Gewährleistung des notwendigen Hochwasserschutzes für die Siedlungsbereiche kommen ohne Gewässerausbau aus und behalten die natürliche Abflusskapazität der Fließgewässer bei.

Gewässerverträgliche Bodennutzung im Einzugsgebiet, [J]

Die Gewässer werden durch unökologische Ackernutzung, Flur- und Feldweggestaltung und durch unzureichende Schutzstrukturen der Agrarflur in einem vermeidbaren Umfang mit Hochwasser und Schwebstoffen aus der Bodenerosion belastet. Ein besonderes Problem für die Gewässerstruktur stellt die unnatürlich hohe Schwebstoffbelastung vieler Gewässer dar. Sie stammt von der Bodenerosion auf land- und forstwirtschaftlichen Nutzflächen und Wirtschaftswegen, insbesondere von der Bodenerosion auf Ackerflächen. Sie bewirkt eine fortschreitende Schluff- und Feinsandsedimentation auf den Uferböschungen, unter der alle natürlichen und gewässertypischen Strukturen förmlich ersticken. Zur Entlastung müssen sensible Standorte ganzjährig gewässerschonend bewirtschaftet, bzw. aus der landwirtschaftlichen Nutzung herausgenommen werden. Die Fluren müssen mit naturnahen Strukturen angereichert werden und der Niederschlagsabfluss muss vermehrt in der Landschaft gehalten werden. Die Umwandlung von Acker- in Grünflächen, die Erstaufforstung landwirtschaftlicher Grenzflächen, die Revitalisierung von Feuchtgebieten und Mooren, die Aufgabe von Drainung im Gewässerumfeld sowie die Durchführung von Erosionsschutzmaßnahmen in der Fläche (Drehung der Ackerfurche aus dem Hauptgefälle) sind die wichtigsten Einzelaspekte dieser Maßnahme.

4 Bewertung der Wirkungsweise der Maßnahmen zur Strukturgüteverbesserung

Die Bewertung der Wirkungen unterschiedlicher Maßnahmen in dem komplexen Bereich der Gewässerstrukturen ist nur begrenzt möglich. Im Rahmen dieser Arbeit soll sich die Bewertung der Wirksamkeit der Maßnahmen nur aus der Verbesserung des Zustandes ergeben. Mit dem LAWA-Bewertungsverfahren können Strukturgüteveränderungen (Verbesserungen) vergleichbar und in einfachen Zahlen (Differenz der Strukturgüteklassen) ausgedrückt werden.

Der angestrebte Grad der Entfernung des Gewässers vom Leitbild nach Maßnahmendurchführung wird im Entwicklungsziel zwar genannt und durch die Abstufung der Strukturgüteklassifizierung zum Ausdruck gebracht, soll aber bei der Bewertung der Maßnahmen unberücksichtigt bleiben. Die räumliche Differenzierung der Maßnahmenwirkung über den betrachteten Gewässerabschnitt hinaus, – flussauf- oder abwärts – soll keine Relevanz in der Bewertung finden. Wirkungsweisen außerhalb der im LAWA-Bewertungssystem definierten Gewässerstruktur, also indirekte Wirkungen der Maßnahmen z.B. im Bereich des Hochwasserschutzes oder der Gewässergüte, bleiben auch unberücksichtigt. Ebenso die direkten Eingriffe in die Umwelt, die bei der Durchführung der Maßnahmen stattfinden.

Trotz dieser Einschränkungen ist die Beschreibung der Wirkungsweisen der Maßnahmen im Bereich der morphologischen Gewässerstrukturen komplex und das Miteinbeziehen der zeitlichen Realisierbarkeit als Beurteilungsgrundlage unverzichtbar. Prognosen über Veränderungen in der Gewässerstrukturgüte sind schwierig zu bewerkstelligen (vgl. Kapitel 3.3). Modelle zur detaillierten Prognose der Regenerationszeiten der Gewässerstrukturelemente sind derzeit noch nicht vorhanden.

Als erster Schritt der Wirksamkeitsbewertung erfolgt eine Zuordnung der Wirkungsweisen der Maßnahmen zu den Hauptparametern des LAWA-Strukturgütekartierungsverfahrens. Für die Frage „Ist die (Einzel-) Maßnahme direkt oder nur in Verbindung mit anderen Maßnahmen und in einem gewissen Entwicklungszeitraum wirksam ?“, kommt man zu dem in Tabelle 4-1 dargestellten Wirkungstableau.

Tabelle 4-1: Erste Bewertung der Wirkungsweisen der (Einzel-) Maßnahmen auf die Hauptparameter des LAWA-Bewertungsverfahrens

Primäres Wirkungstableau der (Einzel-) Maßnahmen zur Gewässerstrukturgüteverbesserung auf Basis der Hauptparameterebene des LAWA-Verfahrens

(Einzel-) Maßnahmen / Methoden zur Gewässerstruktur-güteverbesserung			A			B		C	D	E	F	G	H	I	J
			Maßnahmen des naturnahen Wasserbaues			Herstellen der natürlichen Gewässerdurchgängigkeit									
			A_1	A_2	A_3	B_1	B_2								
			Laufverlagerung (Erdbaumaßnahme) und morphologische Umgestaltung	Wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle	Maßnahmen zur Uferstruktur-verbesserung	Aquatische Durchgängigkeit	Totholz- und Geschiebedurch-gängigkeit	Gewässerbett-aufweitung	Entfernen von Ufer- und Sohl-sicherungen (Gewässerbett-dynamik)	Extensivierung von Gewässer-unterhaltungs-maßnahmen	Remäandrierung / Gewässer-vernetzung	Bereitstellen von Gewässer-randstreifen	Schaffen natürlicher hydraulischer Abfluss-verhältnisse	Veränderung der Hochwasser-schutzkonzeption	Gewässer-verträgliche Bodennutzung im Einzugsgebiet
Sohle	Laufentwicklung	Krümmung (Amplitude und Schwingungslänge) Beweglichkeit (Krümmungserosion, Migration)	■	▒				▒	▒	▒	■		▒	▒	
	Längsprofil	Natürliche Längsprofilelemente Anthropogene Wanderungshindernisse	■	■		■	■	▒	▒	▒	▒		▒	▒	
	Sohlenstruktur	Formelemnte und Choriotope (Art und Verteilung der Substrate) Verbau und künstliche Substrate	■	▒			▒	▒	■	▒	▒		▒	▒	▒
Ufer	Querprofil	Profilform mittlere Profiltiefe Breitenentwicklung	■	▒			▒	■	▒	▒	▒	▒	▒	▒	▒
	Uferstruktur	naturraumtypischer Uferbewuchs naturraumtypische Ausprägung Uferausbau bzw -verbau	■		■			▒	■	■		▒	▒	▒	▒
Land	Gewässerumfeld	Vorland (Ausprägung und Nutzung) Gewässerrandstreifen (ohne Nutzung)	▒							▒		▒		▒	▒

■ Als Einzelmaßnahme direkt auf die funktionalen Einheiten des jeweiligen Hauptparamters (LAWA-Verfahren) wirksam.

▒ In Verbindung mit bestimmten anderen Maßnahmen und in einem gewissen Eintwicklungszeitraum auf die funktionalen Einheiten des jeweiligen Hauptparameters (LAWA-Verfahren) wirksam.

Es ist sicherlich naheliegend, dass eine Betrachtung und Beurteilung der Maßnahmenwirkung direkt im Anschluss an die Maßnahmendurchführung nicht sinnvoll sein kann. Wie im Kapitel 3.3 "Entwicklungszeiträume bzw. Regenerationszeiten morphologischer Gewässerstrukturen" bereits beschrieben, unterliegen alle Parameter der Gewässerstrukturgüte gewissen Entwicklungszeiten. Die Wirkungen der Maßnahmen sind somit nicht nur räumlich, sondern auch zeitlich zu differenzieren. Entscheidender und schwierigster Punkt ist folglich das richtige Miteinbeziehen einer zeitlichen und somit auch qualitativen bzw. quantitativen Prognose der Gewässerstrukturentwicklung in die Bewertung der Maßnahmen. Die zeitliche Differenzierung der Beurteilung der Wirkungsweisen, entsprechend der bereits vorgeschlagenen zeitlichen Unterteilungen des Entwicklungszeitraumes in: kurzfristig (ungefähr 1 – 15 Jahre), mittelfristig (ungefähr 15 – 30 Jahre) und langfristig (ungefähr 30 – 60 Jahre) drängt sich auf.

4.1 Probleme einer Wirksamkeitsbewertung von (Einzel-) Maßnahmen

Wie in Tabelle 4-1 (primäres Wirkungstableau) schon aufgezeigt, ist eine richtige Wirksamkeitsbeurteilung von (Einzel-) Maßnahmen nur eingeschränkt möglich. Viele der aufgelisteten (Einzel-) Maßnahmen sind nur im Verbund und in Kopplung mit anderen Maßnahmen (voll) wirksam. Eine Maßnahme zur Laufentwicklung (z.B. Bereitstellen von Gewässerrandstreifen, [G]) kann nicht wirkungsvoll eingesetzt werden, wenn nicht gleichzeitig Maßnahmen zur Unterstützung bzw. Ermöglichung einer Laufentwicklung getroffen werden (z.B. Extensivieren der Gewässerunterhaltung, [E] oder Entfernen von Ufer- und Sohlsicherungen, [D]).

Die (Einzel-) Maßnahmen sind nicht beliebig kombinierbar und in ihrer Wirkungsweise in der Regel nicht additiv anzusehen. Um die Abfolge der Maßnahmen zur Strukturgüteverbesserung richtig planen zu können, müssen die strukturellen Defizite hierarchisch bzw. nach Priorität geordnet werden. Die Defizite, deren Beseitigung die Voraussetzung für die Behebung anderer Defizite ist, sind als übergeordnet anzusehen und müssen zuerst angegangen werden.

Wie im Kapitel 3.3 ausführlich beschrieben, hängt die (zeitliche) Wirksamkeit der Maßnahmen von vielen Faktoren und im besonderen Maße vom Gewässertyp des betrachteten Abschnittes ab. Das örtliche Entwicklungspotenzial und die damit verbundenen Regenerationszeiten können an ein und dem selben Gewässer sehr unterschiedlich ausfallen, ohne dass sich dies durch Entwicklungsmaßnahmen beliebig verändern und vergleichmäßigen lässt. Maßnahmen zur eigendynamischen Laufentwicklung können an einem entwicklungsfreudigen Gewässertyp sehr wirkungs-

voll sein, aber bei einem entwicklungsträgen Gewässertyp angewendet, wirkungslos verpuffen.

Für die Auswahl und Durchführung von Maßnahmen zur Gewässerstrukturgüteverbesserung ist es daher von entscheidender Bedeutung, genaue Kenntnis über die gewässermorphologischen Parameter (Gefälle, Geometrie, Linienführung, Sedimenthaushalt, Sohlstruktur, Fließgeschwindigkeit, Abflussregime) und deren Zusammenhänge zu haben. Zudem wird es bei der Bewertung der erreichbaren Naturnähe (Zielerfüllung) wichtig sein zu beurteilen, ab welcher Größe bestimmte Randbedingungen (Restriktionen) die Verbesserung der Strukturgüte nachhaltig behindern. Dieses Bewertungsproblem tritt hauptsächlich dann auf, wenn durch eine Restriktion eine übergeordnete morphologische Struktur (z.B. Laufentwicklung) verhindert wird und diese das Fehlen gleich mehrerer von ihr abhängiger Strukturen zur Folge hat.

Eine allgemeingültige Wirksamkeitsabschätzung der (Einzel-) Maßnahmen für alle mittleren und kleinen Fließgewässer Deutschlands, kann aus Gründen der oben genannten Bewertungsproblematik keine hinreichend guten Ergebnisse liefern. Um eine gute und weitgehend allgemeingültige Wirksamkeitsabschätzung der Maßnahmen zu erreichen, erscheint es sinnvoll, die Maßnahmenwirkungen mit Hilfe eines auf Szenarien basierten Ansatzes zu untersuchen.

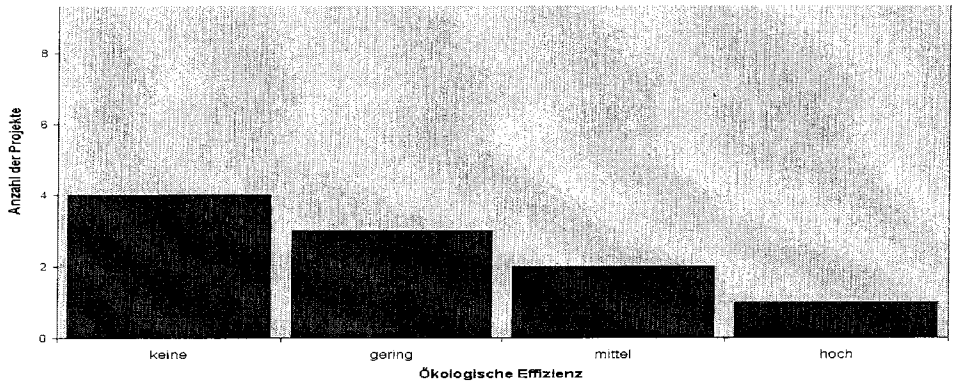
4.2 Szenarien basierter Bewertungsansatz

In den Szenarien werden typischerweise zu erwartende "Renaturierungsfälle" dargestellt. Ein Szenario beschreibt ein Fließgewässer (-abschnitt) mit den dort charakteristischerweise auftretenden Strukturdefiziten sowie den Problembereichen und Randbedingungen (Restriktionen) eines solchen typisierten Gewässers (-abschnittes). Die Auswahl der Maßnahmen, bzw. die Koppelung von Einzelmaßnahmen zu einem Maßnahmenbündel soll den typisierten Verhältnissen (Gewässertyp und Randbedingungen) des Szenarios entsprechend und den allgemeinen Grundsätzen der Gewässerrenaturierung folgend eine nachhaltige Verbesserung gewährleisten. Danach erfolgt eine Kostenermittlung der ausgewählten Maßnahmenbündel, wiederum auf Basis der festgelegten Szenarienbedingungen, so dass sich im Anschluss daran Kosten-Wirksamkeitsbeziehungen ermitteln lassen.

4.2.1 Grundsätze der Gewässerrenaturierung

Bisherige Untersuchungen über die Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen, z.B. Smukalla/Friedrich (1994), kommen in ihren Beurteilungen zu durchweg kritischen Ergebnissen.

Abbildung 4.2-1: Auswirkungen von 10 Renaturierungsmaßnahmen auf die ökologische Effizienz als relative Entfernung eines Gewässers vom naturraumtypischen Zustand (Smukalla/ Friedrich, 1994)



Bei den untersuchten Renaturierungsmaßnahmen handelt es sich hauptsächlich um Maßnahmen des naturnahen Wasserbaus, bei denen dynamische Prozesse im beschränkten Maße bzw. gar nicht ermöglicht wurden. Folglich wurde als hauptsächliches Defizit bei der Bewertung der Effizienz der Projekte wiederholt die fehlenden dynamischen Entwicklungsmöglichkeiten genannt.

Angesichts der bekanntermaßen hohen Kosten wasserbaulicher Maßnahmen und deren fragwürdiger ökologischer Effizienz, ist im Grundsatz der Gewässerrenaturierung verankert, dass Verfahren der eigendynamischen Gewässerentwicklung wann immer möglich der morphologischen Gewässerumgestaltung vorzuziehen sind.

Dem Begriff der eigendynamischen Gewässerentwicklung wird hierbei doppelte Bedeutung beigemessen. Er bezeichnet nicht nur die natürliche Eigenentwicklung des Gewässers, sondern auch alle Maßnahmen und Aktionen, die unternommen werden, um die Eigenentwicklung des Gewässers zu schützen, zu fördern und zu beschleunigen. Dabei bleibt zunächst in aller Regel offen, wie weit die Entwicklung gehen soll, ob sie auch längerfristig unbegrenzt voranschreiten darf und soll, oder ob man ihr von einer gewissen Entwicklungsphase an auch wieder lenkend oder begrenzend entgegentreten wird (Otto, 1998). Maßnahmen zur Gewässerstrukturverbesserung sind folglich primär als dynamische Prozesse zu verstehen. Die morphologische Umgestaltungen des Längs- und Querprofils ist diesem Grundsatz nach

nur bei Gewässern ohne Selbstentwicklungspotenzial (morphologische Regenerationszeit übertrifft den realistischen Planungshorizont) und im Fall von Restriktionen (freie Laufentwicklung nicht realisierbar) vorzusehen (Scherle, 1999). Grundsätzlich kann es nicht als sinnvoll angesehen werden punktuell lokal oder gar auf größeren Strecken durch wasserbauliche Maßnahmen schnell eine hohe Gewässerstrukturgüte herbeizuführen.

Dieser Renaturierungsgrundsatz finden z.B. auch Niederschlag im gemeinsamen Runderlass des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit (HMUEJFG, 1996) zur Einführung der „Richtlinie zur Förderung von Maßnahmen, die der Wiederherstellung naturnaher Gewässer einschließlich ihrer Ufer und Auen dienen", Zitat aus dem Staatsanzeiger Hessen, August 1998:

Grundsätze für eine naturnahe Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern

3.2.3 Profil

Auf Eingriffe in die Gestalt des Abflussprofils sollte im allgemeinen verzichtet werden.... Profilgestaltende Maßnahmen sollten nur in Frage kommen:

A) wenn ein extrem geringes Gefälle eine für spontane Laufveränderungen unzureichendes Erosionsgeschehen erwarten lässt oder wenn durch Eingriffe in die Profilgestalt der Beginn der Laufveränderung beschleunigt werden soll, (*Entwicklungsträger Gewässertyp*).

B) wenn es auf Grund äußerer Gegebenheiten unmöglich ist, fortschreitende Uferabbrüche hinzunehmen,... (*Restriktionen*).

Grundlegend ist bei den Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturen besonderer Wert auf die Wiederherstellung des natürlichen, räumlich dem ständigen Wechsel unterliegenden, zeitlich aber konstanten Strukturreichtums durch eigendynamische Gewässerentwicklung zu legen. Besondere Bedeutung hat dabei das in Gang setzen der im weiteren Verlauf der Gewässerentwicklung ungesteuert ablaufenden Prozesse (Felschen, 1999).

4.2.2 Entwickeln typischer Szenarien

Die Strukturgüte, bzw. das potenziell natürliche Regenerationsvermögen eines Gewässers kann auf mehrfache Weise und im unterschiedlichen Maße durch den Menschen, insbesondere durch den Gewässerausbau und die Gewässerunterhaltungsmaßnahmen beeinträchtigt sein. Es kann durch Verbau der Ufer behindert oder gänzlich verhindert sein. Es kann auch "nur" auf verschiedene Art und Weise geschwächt sein, weil beispielsweise die Geschiebe- und Totholzführung des Gewässers vom Menschen verringert und umgestürzte Bäume beständig aus dem Gewässerbett herausgenommen werden. Das Regenerationsvermögen kann nicht zuletzt

krankhaft verändert sein, wenn beispielsweise die Abflusskapazität und die Schleppkraft des Gewässerbettes durch Ausbau oder Tiefenerosion auf ein Mehrfaches der natürlichen Werte erhöht worden sind.

Folgende Kriterien sollen bei der Szenariengestaltung berücksichtigt werden:

- Die typischen und dennoch vielfältigen Defizitstrukturen der Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland sollen sich möglichst weitgehend in den zu bildenden Szenarien widerspiegeln.

- Unter Berücksichtigung der vorhandenen Randbedingungen, sind alle notwendigen (Einzel-) Maßnahmen auszuwählen, um eine nachhaltige, gute Gewässerstrukturgüte zu erzielen, d.h. die Defizite bzw. Defizitursachen sollen durch den Maßnahmeneinsatz (vollständig) beseitigt werden.

- Maßnahmen, deren Wirkungsweisen in dem langfristig definierten Entwicklungszeitraum von maximal 60 Jahren nicht weitgehend zur Vollendung kommen, sollen bei der Maßnahmenauswahl im Szenario unberücksichtigt bleiben.

- Die Auswahl und Kombination der Maßnahmen (Maßnahmenbündel) zur Verbesserung der defizitären Gewässerstruktur orientiert sich an den Grundsätzen der Gewässerrenaturierung ("Entwicklung vor Umgestaltung"). Die für die jeweiligen Einzugsgebiete relevante naturräumliche Ausstattung, die natürlichen Rahmenbedingungen und die durch menschliche Nutzungen hervorgerufenen Einflussfaktoren bilden die Auswahlkriterien für prioritäre bzw. nachrangige Maßnahmen. Dabei wird in der Regel denjenigen Maßnahmen der Vorzug geben, die an den Quellen, d.h. am Entstehungsort der Beeinträchtigung, ansetzen.

- Alle aufgelisteten (Einzel-) Maßnahmen sollen in den vorgeschlagenen Maßnahmenbündeln enthalten sein.

- Die Wirksamkeit der Maßnahmen zur Strukturgüteverbesserung richtet sich nach dem im Szenario andeutungsweise spezifizierten Naturraum und dem zugehörigen Leitbild.

- Die Bandbreite der Kosten der vorgeschlagenen Maßnahmen (Maßnahmenbündel) zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte soll durch die Spezifizierung der Szenarien so weit wie möglich eingeschränkt werden.

4.2.3 Auswahl und Beschreibung der Szenarien

Aus der Analyse von Strukturgütedaten kartierter Fließgewässer werden typische Defizitszenarien definiert. Für diese typischen Defizitszenarien werden, entsprechend den Grundsätzen der Gewässerrenaturierung, "Sanierungsmaßnahmen" zur Verbesserung der Strukturgüte ausgewählt, um diese dann hinsichtlich ihrer Wirksamkeit zu beurteilt.

Tabelle 4.2-1 und Abbildung 4.2-2 zeigen die Zuordnung der (Einzel-) Maßnahmen zu den entwickelten Szenarien.

Tabelle 4.2-1: Szenarienentwicklung und Maßnahmenzuordnung

Kurzbeschreibung des Gewässers (-abschnittes)		Hauptdefizit	Gestreckter Gewässerlauf mit intensiver Gewässerunterhaltung (typischerweise in Bereichen landwirtschaftlicher Nutzung)	Gestreckter Gewässerlauf mit technischem Ufer- und Sohlverbau	Gestreckter Gewässerlauf mit weit fortgeschrittener Sohlenerosion	Gestreckter Gewässerlauf, ohne Selbstentwicklungspotential	Weitgehend gestreckter Gewässerlauf, in Bereichen restriktiver Randbedingungen	Gewässer (-abschnitt) mit anthropogen gestörtem Gewässerkontinuum	Unnatürlicher Abflussverhältnisse (Gewässerabschnitte mit anthropogen veränderten Abflüssen)	Gewässerabschnitte mit hydraulischer Gewässerbelastung im Hochwasserfall ("Eingedeichte" Fließgewässer)	Unnatürliche Ausprägung und Nutzung des Vorlandes (Gewässer in Einzugsgebieten, die intensiver Nutzung unterliegen)
		"Entwicklungstyp"	Entwicklungsfreudig	Entwicklungsfreudig	Entwicklungsfreudig	Entwicklungsträge	unabhängig	unabhängig	unabhängig	unabhängig	unabhängig
(Einzel-) Maßnahmen											
Maßnahmen des naturnahen Wasserbaues	Laufverlagerung und morphologische Umgestaltung	A_1	1)	1)	1)	5)	3)	3)		3)	
	Wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle	A_2	2)	2)	2)	5), 4)				3)	
	Maßnahmen zur Uferstrukturverbesserung	A_3	1)	1)	1)	5), 4)				3)	
Gewässerdurchgängigkeit	Aquatische Durchgängigkeit	B_1									
	Totholz und Geschiebedurchgängigkeit	B_2									
Gewässerbettaufweitung		C				4)	3)			3)	
Entfernen von Ufer- und Sohlsicherungsmaßnahmen		D			4)	4)	3)			3)	
Extensivierung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen		E					3)			3)	
Remäandrierung / Gewässervernetzung		F	1)	1)	4)		3)			3)	
Bereitstellen von Gewässerrandstreifen		G				5)	3)				
Schaffen natürlicher hydraulischer Verhältnisse		H									
Veränderung der Hochwasserschutzkonzeption		I									
Gewässerverträgliche Bodennutzung im Einzugsgebiet		J									
Zuordnung der Szenarien und des angestrebten Renaturierungsansatzes			**Eigendynamische Gewässerentwicklung**			**Naturnahe, morphologische Umgestaltung**	**"Vitalisierung von Ökosystembausteinen"**		**Gewässereinzugsgebiet**		
			Szenario 1	**Szenario 2**	**Szenario 3**	**Szenario 4**	**Szenario 5**	**Szenario 6**	**Szenario 7**	**Szenario 8**	**Szenario 9**

geeignete Maßnahme, um der Defizitursache entgegenzuwirken und das Entwicklungsziel innerhalb des Planungshorizotes zu erreichen

mit Einschränkung geeignete Maßnahme (vgl. Indexvermerk)

keine wirkungsvolle Maßnahme, um der Defizitursache entgegegenzuwirken, bzw. das angestrebte Entwicklungsziel zu erreichen

1) Stellt keine relevante Alternative dar, weil eine Selbstentwicklung des Gewässers möglich ist (Widerspruch zum Renaturierungsgrundsatz, vgl. Kapitel 5.2.1)
2) Optionale Maßnahme, abhängig von dem regional sehr unterschiedlichen Selbstentwicklungspotential des Gewässers (-abschnittes)
3) Stellt auf Grund gesellschaftspolitisch akzeptierter restriktiver Randbedingungen keine geeignete, bzw. relevante Alternative dar
4) Entwicklungsdauer, bzw. Maßnahmenwirkung übersteigt Planungshorizont
5) In Maßnahme A_1 bereits optional enthalten

Abbildung 4.2-2: Zuordnung der (Einzel-) Maßnahmen zu den ausgewählten Szenarien

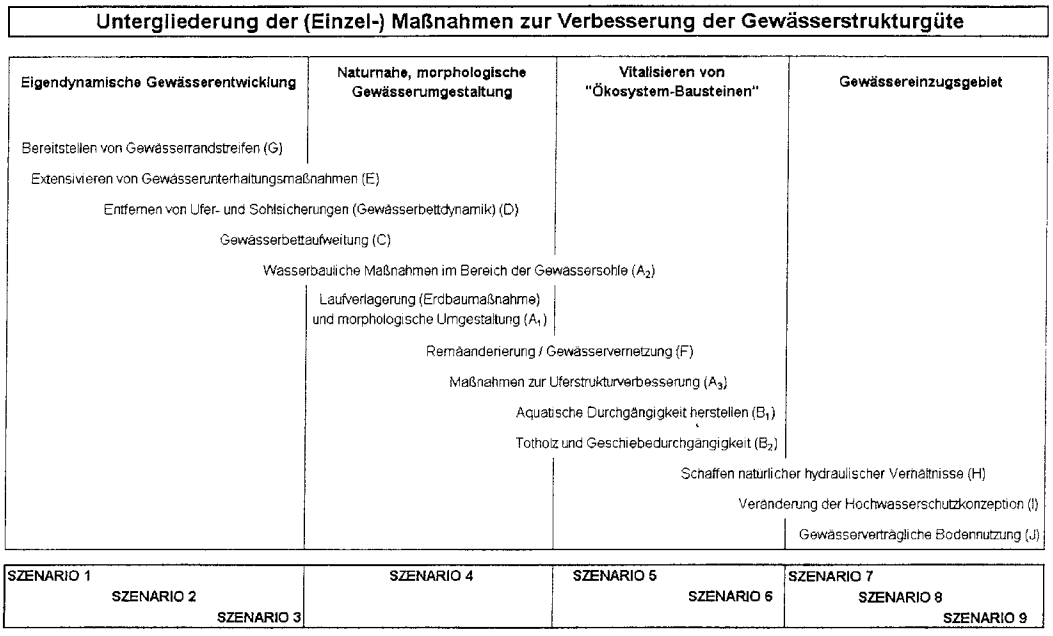


Tabelle 4.2-2: Auflistung der ausgewählten "Renaturierungs" - Szenarien

Szenario 1	Gewässer (-abschnitte) mit einem gestreckten Gewässerlauf und intensiver Gewässerunterhaltung (typischerweise in Bereichen landwirt. Nutzung)
Szenario 2	Gewässer (-abschnitte) mit technischen Ufer- und Sohlsicherungsmaßnahmen
Szenario 3	Gewässer (-abschnitte) mit weit fortgeschrittener Sohlenerosion
Szenario 4	"Gefesselte" Fließgewässer ohne Selbst-entwicklungspotenzial
Szenario 5	Gewässer (-abschnitte) in Bereichen mit restriktiven Randbedingungen (Siedlung, Hochwasserschutz...)
Szenario 6	Gewässer (-abschnitte) mit anthropógen gestörtem Fließgewässerkontinuum
Szenario 7	Gewässer (-abschnitte) mit anthropogen verändertem Abflussverhältnissen
Szenario 8	"Eingedeichte" Fließgewässer
Szenario 9	Gewässer (-abschnitte) in Einzugsgebieten die intensiver Nutzung unterliegen

Die Daten der 1998/99 fertiggestellten Fließgewässerkartierung in Hessen vermitteln einen allgemeinen Einblick, in welchen Bereichen die hauptsächlichen Defizite der Gewässerstrukturgüte liegen. Ungefähr 50 % der hessischen Fließgewässer haben eine im höchsten Maße unnatürliche, gestreckte oder geradlinige Laufkrümmung. Dieses Defizit des Hauptparameters Laufentwicklung kann besonders weitreichende, negative Auswirkungen haben, da es sich bei der Laufentwicklung um eine übergeordnete morphologische Struktur handelt, die das Fehlen mehrer von ihr abhängiger Strukturen zur Folge haben kann.

Szenario 1 beschreibt Gewässer (-abschnitte), die eine unnatürliche Laufkrümmung als Hauptdefizit der Gewässerstrukturgütekartierung aufweisen. Die Charakterisierung des Naturraumes der Gewässer des Szenario 1 besagt, dass die Gewässer zu den entwicklungsfreudigen Gewässertypen (vgl. Kapitel 3.3) gezählt werden können. Ein Gewässer (-abschnitt) des Szenario 1 befindet sich typischerweise in Bereichen landwirtschaftlicher Nutzung. Das Abflussregime wird als intakt angesehen. Das Gewässer erfährt regelmäßige Gewässerunterhaltungen, weist aber keine technischen Ufer- oder Sohlsicherungsmaßnahmen auf. Die landwirtschaftliche Nutzung reicht oft bis direkt an die Gewässer, so dass keine naturraumtypische Ufervegetation die Gewässer des Szenario 1 säumt. Das veranschlagte **Maßnahmenbündel** des Szenario 1 knüpft an den Hauptdefizitcharakter (unnatürliche Laufkrümmung) des Gewässers an. Der natürlichen Entwicklung naturraumtypischer Strukturelemente stehen die beständigen Gewässerunterhaltungsmaßnahmen und die fehlende rechtliche Grundlage einer "freien" Laufentwicklung entgegen. Eine "freie" Gewässerentwicklung ist dort gut möglich wo auf Grund von Nutzungsänderungen in der Landwirtschaft heute Platz und somit die notwendigen Entwicklungsfreiräume für die Gewässer geschaffen werden können. Durch eine Verknüpfung der (Einzel-) Maßnahmen Bereitstellen von Gewässerrandstreifen [G] und Extensivierung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen [E] kann dies erreicht werden. Optional können zusätzlich wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle [A_2] zur Unterstützung der Laufentwicklung eingesetzt werden. Die dynamische Gewässerentwicklung ist unter den im Szenario 1 beschrieben Naturraumverhältnissen im Rahmen des zeitlich gestreckten Sanierungshorizonts möglich. Eine morphologische Gewässerumgestaltung stellt daher nach den allgemeinen Grundsätzen der Gewässerrenaturierung (Kapitel 4.2.1) im Szenario 1 keine Alternativmaßnahme dar.

Die in **Szenario 2** beschriebenen Gewässer (-abschnitte) weisen ebenfalls wie in Szenario 1 eine unnatürliche, anthropogen gestörte Laufentwicklung (gestreckter Gewässerlauf) auf. Zur Sicherung der Ufer und Sohle sind, wie an ca. 25 – 30 % der Gewässer in Hessen kartiert, zusätzliche, technische Verbaumaßnahmen vorzufinden. Der Gewässertyp des Szenario 2 wird ebenfalls der Kategorie entwicklungsfreudig zugeordnet. Ufer- und Sohlsicherungsmaßnahmen geben Hinweise auf eventuell vorhandene restriktive Randbedingungen. Für den Fall des Szenario 2 soll allerdings nur mit geringfügigen Restriktionen zu rechen sein und das Breitstellen

von Flächen zur Laufentwicklung ist realisierbar. Das veranschlagte **Maßnahmenbündel** des Szenario 2 setzt prioritär auf das Entfernen der Ufer- und Sohlsicherungsmaßnahmen [D], um so die natürliche Gewässerbettdynamik zu reaktivieren. Um die darausfolgende, eigendynamische Gewässerentwicklung auf rechtlich gesichertem Boden zu stellen, ist das Bereitstellen von Gewässerrandstreifen [G] unabdingbar. Damit entstehende Strukturelemente nicht gleich wieder durch Maßnahmen der Gewässerunterhaltung "aufgeräumt" werden, ist als dritte (Einzel-) Maßnahme die Extensivierung der Gewässerunterhaltung [E] vorgesehen. Optional können zusätzlich wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle [A_2], zur Unterstützung der Laufentwicklung eingesetzt werden. Eine morphologische Gewässerumgestaltung stellt ebenso wie in Szenario 1 aus Gründen des allgemeinen Grundsatzes der Gewässerrenaturierung keine Alternativmaßnahme dar.

Szenario 3 beschreibt Gewässerabschnitte mit weit fortgeschrittener Sohlenerosion und gestrecktem Gewässerlauf. An 36 % der kartierten Fließgewässer Hessens wurde eine sehr tiefe Profiltiefe festgestellt. Das Problem der massiven, anthropogen gestörten Profiltiefe (Tiefenerosion) ist unabhängig vom Gewässertyp. Eine Verfügbarkeit von Flächen zur Laufentwicklung ist Szenario 3 zu Grunde gelegt. Das veranschlagte **Maßnahmenbündel** des Szenario 3 basiert auf der Erkenntnis, dass unabhängig vom Gewässertyp und nicht vorhandenem Uferverbau an Gewässern mit weit fortgeschrittener Tiefenerosion keine natürlichen (Rück-) Entwicklungsprozesse (z.B.: Breitenentwicklung und Laufkrümmung) mehr stattfinden können. Die Gewässerbettaufweitung [C] ist die einzige Möglichkeit, das vorhandene natürliche Entwicklungspotenzial zu mobilisieren. Durch die Gewässerbettaufweitung wird die vom Gewässer nicht mehr zu leistende Entwicklung des übergeordneten Parameters "Breitenentwicklung" übersprungen. Nach der Sohlenaufweitung können untergeordnete Strukturen (z.B. auch Laufkrümmung) wieder durch die Eigendynamik des Gewässers entstehen. Die Maßnahme Bereitstellen von Gewässerrandstreifen [G] liefert die Flächen für die Gewässerbettaufweitung und die nachfolgende Laufentwicklung. Eine fortlaufende naturraumtypische Entwicklung (Sukzession) wird durch die Maßnahme Extensivierung der Gewässerunterhaltungsmaßnahmen [E] gewährleistet und wirkt sich vor allem positiv im Bereich der Uferstrukturen aus.

Szenario 4 beschreibt die Gewässer (-abschnitte) denen ein entwicklungsträger Gewässertyp zu Grunde liegt oder Gewässerabschnitte die auf Grund punktueller restriktiver Randbedingungen eine "freie" Laufentwicklung nicht zulassen. Die Laufentwicklung der Gewässer (-abschnitte) des Szenario 4 ist nachhaltig gestört und natürliche Strukturelemente sind kaum vorhanden. Unabhängig von den Gründen des schlechten Zustandes der Gewässerstrukturgüte (anthropogene Tiefenerosion, Ufer- oder Sohlenverbau) sind Maßnahmen, die auf einer dynamische Eigenentwicklung des Gewässer basieren, sinnvollerweise nicht anwendbar ("Entwicklungszeitraum überschreitet Planungshorizont" – Kapitel 4.2.1). Trotz eventuell vorhandener restriktiver Randbedingungen kann durch die Maßnahmen des natur-

nahen Wasserbaus (gezielte morphologische Umgestaltung) eine Verbesserung der Laufentwicklung erreicht werden. Flächen für eine Umgestaltung können zur Verfügung gestellt werden. Das veranschlagte **Maßnahmenbündel** des Szenario 4 beinhaltet eine Laufverlagerung und morphologische Umgestaltung [A_1] des Gewässers (incl. Bereitstellen der notwendigen Flächen). Der entwicklungsträge Gewässertyp des Szenario 4 hat sehr lange Entwicklungszeiten, so dass nachhaltige Verbesserungen der Strukturgüte innerhalb des zeitlichen Sanierungshorizontes durch eigendynamische Gewässerentwicklung nicht erreichbar sind. Eventuell vorhandene Altarme sind durch morphologische Umgestaltungsmaßnahmen mit dem Hauptgewässer zu vernetzen (Remäandrierung / Gewässervernetzung [F]). Mit der Maßnahme Extensivierung der Gewässerunterhaltungsmaßnahmen [E] bekommt die natürliche Sukzession einen angemessenen Stellenwert im Entwicklungskonzept.

Szenario 5 beschreibt Gewässer (-abschnitte) in Bereichen mit restriktiven Randbedingungen (Siedlung, Hochwasserschutz, Wasserkraft, Schifffahrt, u.a.). Die negativen Ergebnisse der Strukturgütekartierung für Gewässer des Szenario 5 basieren auf einem weitgehend gestreckten Gewässerlauf und Maßnahmen der Ufer- und Sohlsicherung, die den Gewässerlauf technisch festlegen. Sohl- und Uferstrukturen können sich auf Grund des gefesselten Laufes und der restriktiven Randbedingungen (u.a. intensive Maßnahmen zur Gewässerunterhaltung) nicht entwickeln. Flächen für eine Laufentwicklung sind auf Grund der restriktiven Randbedingungen nicht verfügbar. Mit dem veranschlagten **Maßnahmenbündel** des Szenario 5 kann das Entwicklungsziel einer guten ökologischen Gewässerstrukturgüte nicht erreichen werden. Der Hochwasserschutz bildet Zwangspunkte, die nicht beeinträchtigt werden dürfen. Oft können daher wichtige übergeordnete Strukturelemente (z.B. Laufentwicklung und Breitenentwicklung) in diesen Bereichen nicht realisiert werden. Eine natürliche Entwicklung der untergeordneter Strukturelemente ist somit im Fall des Szenario 5 nur sehr beschränkt möglich. Verbesserungsmaßnahmen sind nur innerhalb der Grenzen der restriktiven Randbedingungen möglich. Durch naturnahe wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle [A_2], sogenannte Instream Structures, wird die Sohlstruktur der Gewässer "künstlich" aufgewertet. Mit Maßnahmen zur Uferstrukturverbesserung [A_3] erfolgt eine Aufwertung des Uferbereiches, soweit es die Restriktionen zulassen.

Szenario 6 beschreibt Gewässer (-abschnitte) mit einem anthropogen gestörten Fließgewässerkontinuum. Unabhängig vom Gewässertyp und restriktiven Randbedingungen ist an vielen Gewässerabschnitten die aquatische Durchgängigkeit gestört. In Hessen sind an 9 % der kartierten Fließgewässerabschnitte Querbauwerke vorhanden, die eine naturraumtypische Durchgängigkeit des Gewässers be- bzw. verhindern. Nur 11 % der vorhanden Querbauwerke sind baulich so gestaltet, dass aquatische Durchgängigkeit, sowie Totholz und Geschiebetransport zumindest teilweise möglich sind. Gewässer des Szenario 6 haben meist einen weitgehend gestreckten Gewässerlauf und befinden sich in einem Gewässerumfeld, welches intensiven Nutzungen unterliegt. Möglichkeiten für eine "freie" Laufentwicklung sind

nicht vorhanden, da die vorhandenen Zwangspunkte (Wehre, Durchlässe, u.a.) dies meist nicht zulassen. Das veranschlagte **Maßnahmenbündel** des Szenario 6 zielt direkt und ausschließlich auf die Behebung des gestörten Fließgewässerkontinuums. Die (Einzel-) Maßnahmen helfen die vorhandenen, anthropogenen Hindernisse zu überwinden und stellen somit die aquatische Durchgängigkeit [B_1] des Gewässers wieder her. So weit möglich wird auch der natürliche Geschiebe- und Totholztransport [B_2] der Gewässer durch geeignete Maßnahmen aktiviert.

Szenario 7 beschreibt Gewässerabschnitte deren kartierte Strukturmängel ihre Begründung in anthropogen veränderten Abflussverhältnissen haben. Die Ufer- und Sohlbereiche der Gewässer (-abschnitte) des Szenario 7 weisen keinerlei Verbau auf. Theoretisch vorhandene Entwicklungstendenzen zur Ausbildung der vollen Bandbreite der naturraumtypischen Strukturelemente können sich auf Grund der gestörten Abflussverhältnisse nicht durchsetzten. Das veranschlagte **Maßnahmenbündel** des Szenario 7 konzentriert sich auf das Schaffen natürlicher Abflussverhältnisse [H]. Der Entstehungsort der unnatürlichen Abflussverhältnisse ist nicht unbedingt direkt am Gewässer zu suchen. Die Ansatzpunkte für das Maßnahmenbündel des Szenario 7 sind daher im Bereich des Gewässereinzugsgebietes zu finden. Alternativmaßnahmen zum im Szenario 7 typisierten Maßnahmenbündel gibt es nicht. Maßnahmen die nicht zur Verbesserung der Abflussverhältnisse führen, sind in diesem Szenario wirkungslos.

Szenario 8 beschreibt Gewässer (-abschnitte) in Bereichen konventioneller Hochwasserschutzmaßnahmen. Die Gewässer sind durch unmittelbar an den Uferbereich angrenzende, parallel zur Linienführung des Gewässers verlaufende Deiche regelrecht "eingedeicht". Die Ufer- und Sohlbereiche sind nicht durch massiven, technischen Verbau gesichert, werden aber durch intensive Maßnahmen der Gewässerunterhaltung ständig "überprüft". Das Gewässerumfeld ist durch die unmittelbare "Eindeichung" der Gewässer von einer natürlichen Gewässerdynamik abgetrennt. Dies führt unter anderem zu einer unnatürlichen hydraulischen Gewässerbelastung im Hochwasserfall und begründet damit einen Strukturmangel im Bereich der Sohle. Flächen für eine Gewässer- bzw. Aueentwicklung sind außerhalb von Nutzungsbereichen vorhanden. Das veranschlagte **Maßnahmenbündel** des Szenario 8 drängt auf eine Veränderung der Hochwasserschutzkonzeption [I]. Die naturraumuntypische Hydraulik der Gewässer im Hochwasserfall wirkt zerstörerisch auf die Gewässerstrukturentwicklung. Andere Maßnahmen zur Etablierung der fehlenden Strukturelemente kommen nicht in Frage, da die Strukturelemente die Extrembelastungen im Hochwasserfall nicht überstehen und somit eine nachhaltige Verbesserung der Strukturgüte nicht möglich ist. Die Veränderung der Hochwasserschutzkonzeption erfordert ein regionales Gesamtkonzept. Das Gewässer muss hierbei in seinem gesamten Lauf und mit seinem Einzugsgebiet erfasst werden.

Szenario 9 beschreibt Gewässer (-abschnitte) in Bereichen, die intensiver Nutzung unterliegen. Die Ufer- und Sohlbereiche der Gewässer des Szenario 9 sind weitge-

hend als naturraumtypisch bewertet. "Direkte" Schadparameter, wie z.B. Sohl- und Uferverbau, Querbauwerke, Durchlässe, u.a. sind soweit es die restriktiven Randbedingungen zulassen aufgehoben. Hydraulik und Gewässertyp beschränken nicht das Entwicklungspotenzial der Gewässer. Nur die unnatürliche Ausprägung und Nutzung des Vorlandes belastet die Gewässerstrukturen in nachhaltiger Art und Weise. Die Entwicklung hin zum potenziell natürlichen Gewässerzustand (100% naturraumtypische Strukturparameter) wird dadurch be- bzw. verhindert. Durch das veranschlagte **Maßnahmenbündel** des Szenario 9 wird eine gewässerverträgliche Bodennutzung im Einzugsgebiet [J] erreicht. Die Beeinträchtigungen der Gewässerstrukturgüte werden somit an ihrem Entstehungsort (nämlich im Einzugsgebiet) angegangen. "Alternativmaßnahmen" die direkt am geschädigten Gewässerabschnitt ansetzten, sind unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit nicht gegeben.

Eine Verknüpfung der Szenarien untereinander ist zunächst nicht vorgesehen. Eine Ausnahme stellen die Szenarien 5 und 6 dar. Gewässerabschnitte die in Bereichen mit restriktiven Randbedingungen liegen (Szenario 5), haben oft auch ein anthropogen gestörtes Gewässerkontinuum (Szenario 6). In beiden Szenarien verhindern die restriktive Randbedingungen (Zwangspunkte und fehlende Entwicklungsflächen) eine Laufentwicklung. Für Gewässerabschnitte die Defizitstrukturen beider Szenarien aufweisen, können Verbesserungen der Strukturgüte mit den Maßnahmenbündeln beider Szenarien geschaffen werden. Die Wirkungsweise kann hierfür als additiv angesehen werden.

Kurzübersicht über die neun Szenarien:

Szenario 1

Gewässer (-abschnitte) mit einem gestrecktem Gewässerlauf und intensiver Gewässerunterhaltung
(typischerweise in Bereichen landwirt. Nutzung)

Entwicklungsfreudiger Gewässertyp

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle:	mäßig verändert (3) - stark verändert (5)
Ufer:	deutlich verändert (4) - stark verändert (5)
Land:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)

Problembereiche und Randbedingungen:

Gestreckter Gewässerverlauf, kein technischer Ufer- und Sohlverbau vorhanden, eventuell ingenieurbiologische Ufersicherung, kein Ufersaum vorhanden.
Hydraulisch intaktes Gewässer, Gewässertyp mit Selbstentwicklungspotential, Flächen für eine Laufentwicklung verfügbar.

Maßnahmenbündel:

Bereitstellen von Gewässerrandstreifen (G),

Extensivierung von Gewässerunterhaltunsmaßnahmen (E);
Optional wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle zur Unterstützung der Laufentwicklung (A_2)

Szenario 2

Gewässer (-abschnitte) mit technischen Ufer- und Sohlsicherungsmaßnahmen

Entwicklungsfreudiger Gewässertyp

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Ufer:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Land:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)

Problembereiche und Randbedingungen:

Gestreckter Gewässerlauf, **technischer Ufer- und Sohlverbau vorhanden**, kein Ufersaum vorhanden, hydraulisch intaktes Gewässer, entwicklungsfreudiger Gewässertyp.

Kaum (und wenn nur geringfügige) restriktive Randbedingungen, Flächen für eine Laufentwicklung verfügbar.

Maßnahmenbündel:

Entfernen der Ufer- und Sohlsicherungen (D),

Bereitstellen von Gewässerrandstreifen (G),
Extensivierung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen (E);
Optional wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle zur Unterstützung der Laufentwicklung (A_2)

Szenario 3

Gewässer (-abschnitte) mit weit fortgeschrittener Sohlenerosion

Unabhängig vom Gewässertyp

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle:	deutlich verändert (4) - stark verändert (5)
Ufer:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Land:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)

Problembereiche und Randbedingungen:

Gestreckter Gewässerlauf, **weit fortgeschrittene Sohlenerosion**, hydraulisch intaktes Gewässer, aber durch die Tiefenerosion gefesselt, keine restriktive Randbedingungen, Flächen für eine Laufentwicklung verfügbar.

Maßnahmenbündel:

Gewässerbettaufweitung (C),

Bereitstellen von Gewässerrandstreifen (G),
Extensivierung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen (E);
Optional wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle zur Unterstützung der Laufentwicklung (A_2)

Szenario 4

"Gefesseltes" Fließgewässer ohne Selbstentwicklungspotential

Entwicklungsträger Gewässertyp

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Ufer:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Land:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)

Problembereiche und Randbedingungen:

Gestreckter Gewässerlauf, entwicklungsträger Gewässertyp, **keine Selbstentwicklung möglich**, event. Ufer- und Sohlenverbau, bzw. fortgeschrittene Tiefenerosion, überwindbare restriktive Randbedingungen, Flächen für Laufentwicklung (-umgestaltung) verfügbar.

Maßnahmenbündel:

Laufverlagerung und morphologische Umgestaltung (A_1), bzw. wenn möglich Remäandrierung / Gewässervernetzung (F), Extensivierung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen (E)

Szenario 5

Gewässer (-abschnitte) in Bereichen mit restriktiven Randbedingungen (Siedlung, Hochwasserschutz,...)
Unabhängig vom Gewässertyp
Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):
Sohle: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6) Ufer: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6) Land: sehr stark verändert (6) - vollständig verändert (7)
Problembereiche und Randbedingungen:
Weitgehend gestreckter Gewässerlauf, Sohl- und Uferverbau, **unabdingbare restriktive Randbedingungen**, Flächen für eine Laufentwicklung nicht verfügbar.
Maßnahmenbündel:
Naturnahe wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle (Instream Structures) (A_c), Maßnahmen zur Uferstrukturverbesserung (A_6)

Szenario 6

Gewässer (-abschnitte) mit anthropogen gestörtem Fließgewässerkontinuum
Unabhängig vom Gewässertyp
Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):
Sohle: stark verändert (5) - vollständig verändert (7) Ufer: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6) Land: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Problembereiche und Randbedingungen:
Weitgehend gestreckter Gewässerlauf, **anthropogene Wanderungshindernisse** führen zu einer Malusbewertung im Sohlbereich, restriktive Randbedingungen, Möglichkeiten zur Gewässerentwicklung meist nicht vorhanden, (Zwangspunkte: z.B. Wehre, Durchlässe u.a.).
Maßnahmenbündel:
Herstellen der aquatischen Durchgängigkeit (B_1) und soweit möglich Totholz- und Geschiebedurchgängigkeit (B_2)

Szenario 7

Gewässer (-abschnitte) mit anthropogen veränderten Abflussverhältnissen
Unabhängig vom Gewässertyp
Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):
Sohle: mäßig verändert (3) - deutlich verändert (4) Ufer: mäßig verändert (3) - deutlich verändert (4) Land: gering verändert (2) - stark verändert (5)
Problembereiche und Randbedingungen:
Die Ufer- und Sohlbereiche des Gewässerlaufes sind weitgehend naturraumtypisch bewertet. **Unnatürliche Abflussverhältnisse** sind als Hinderungsgrund für eine weitergehende naturnahe Entwicklung identifiziert worden.
Maßnahmenbündel:
Schaffen natürlicher hydraulischer Abflussverhältnisse (H)

Szenario 8

"Eingedeichte" Fließgewässer
Unabhängig vom Gewässertyp
Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):
Sohle: mäßig verändert (3) - deutlich verändert (4) Ufer: mäßig verändert (3) - deutlich verändert (4) Land: mäßig verändert (3) - sehr stark verändert (6)
Problembereiche und Randbedingungen:
Die Ufer- und Sohlbereiche des Gewässerlaufes sind im Rahmen der **Restriktionen des Hochwasserschutzes** in einem natürlichen Zustand. Die Hochwasserdämme reichen bis unmittelbar an den Uferbereich des Gewässers. Unnatürliche hydraulische Gewässerbelastungen im Hochwasserfall verhindern 100% naturraumtypische Sohlstrukturen. Das Gewässerumfeld ist von der Dynamik des Gewässerlaufes abgetrennt. Nutzung und Ausprägung sind anthropogen. Flächen für eine Gewässer- bzw. Aueentwicklung sind im Einzugsgebiet vorhanden.
Maßnahmenbündel:
Veränderung der Hochwasserschutzkonzeption (I)

Szenario 9

Gewässer (-abschnitte) in Einzugsgebieten die intensiver Nutzung unterliegen
Unabhängig vom Gewässertyp
Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):
Sohle: gering verändert (2) - mäßig verändert (3) Ufer: gering verändert (2) - mäßig verändert (3) Land: deutlich verändert (4) - stark verändert (5)
Problembereiche und Randbedingungen:
Die Ufer- und Sohlbereiche der Gewässer im Einzuggebiet sind weitgehend naturraumtypisch bewertet. Direkt wirkende Schadparameter (z.B. Sohl- und Uferverbau, Wanderhindernisse, usw.) sind soweit möglich aufgehoben. **Unnatürliche Ausprägung und Nutzung des Vorlandes** belasten die Gewässer nachhaltig und be- bzw. verhindern eine Entwicklungstendenzen hin einer 100% naturraumtypische Strukturparameterausstattung.
Maßnahmenbündel:
Gewässerverträgliche Bodennutzung im Einzugsgebiet (J)

4.2.4 Bewertung der Wirksamkeit der vorgeschlagenen Maßnahmenbündel auf Basis des jeweiligen Szenario

Wie in Kapitel 2.3.2 beschrieben, soll die Bewertung der Wirksamkeit der Maßnahmen unter zur Hilfenahme des allgemeinen LAWA-Strukturgütebewertungsverfahrens (LAWA, 2000) erfolgen. Die Klassifikation der Gewässerstrukturgüte ermöglicht eine Quantifizierung der Maßnahmenwirksamkeit.

Als erster Schritt des Bewertungsvorganges ist eine Beschreibung der Wirkungsweise der "Szenarienmaßnahmen" vorzunehmen. Die Beschreibung der Wirkungsweise erfolgt für die gekoppelten Maßnahmen der Szenarien (Maßnahmenbündel) auf Grundlage der im Szenario definierten typischen Problembereiche (Strukturdefizite) und Randbedingungen. Die Wirkungsbeschreibung untergliedert sich auf der Ebene der 6 Hauptparameter des LAWA-Bewertungsverfahrens.

Der direkte Bewertungsvorgang der Maßnahmenbündel erfolgt in einer szenariengebunden Matrixdarstellung. Der Aufbau der Matrix ist so gestaltet, dass die räumlich und zeitlich differenzierte Betrachtungsweise innerhalb des festgelegten Prognosezeitraumes die notwendigen Verknüpfungspunkte findet.

Durch die Auswahl des LAWA-Bewertungsverfahrens zur Beurteilung der Maßnahmenwirksamkeit wird systembedingt eine große Genauigkeit bei der Ermittlung der Wirkungen benötigt. Die Bewertung der Maßnahmenwirkung soll auf der Ebene der 14 funktionalen Einheiten des LAWA-Bewertungsverfahrens stattfinden. Die Darstellung der Bewertungsergebnisse erfolgt auf der Aggregationsebene der 6 Hauptparameter und der Gesamtbewertung.

Das Kriterium zur Bewertung der Maßnahmenwirksamkeit ist über die Differenz der Strukturgüteklassifizierung (LAWA-Verfahren) vor und nach Maßnahmendurchführung definiert. Eine ordinale Bezifferung der Verbesserungen in der Gewässerstruktur nach Maßnahmendurchführung wird somit möglich.

Ausgangspunkt des Bewertungsvorgangs ist die dem typisierten Szenario entsprechende Strukturgütebewertung vor der Maßnahmendurchführung (IST-Zustand). Ein Berechnungsverfahren zur Prognose der Maßnahmenwirkungen gibt es nicht. Daher erfolgt als nächster Bewertungsschritt die Prognose der Entwicklungszustände der Strukturparameter nach Maßnahmendurchführung auf der Grundlage der Erkenntnisse der natürlichen morphologischen Entwicklungsstufen und den dafür notwendigen Regenerationszeiten, vgl. Kapitel 3.3/Kern (1994), Scherle (1999), DVWK-Materialien 1 (1996). Die Prognose für die Klassifizierung der 14 funktionalen Einheiten nach Maßnahmendurchführung gliedert sich entsprechend der Unterteilung der Entwicklungszeiträume in die Abschnitte: kurzfristig (~ 1 – 15 Jahre), mittelfristig (~ 15 – 30 Jahre) und langfristig (~ 30 – 60 Jahre). In Tabelle 4.2-3 sind die Wirkungsmatrizen für die einzelnen Szenarien abgebildet.

Die ersten ***4 Spalten*** der Matrix spiegeln den Aufbau des Parametersystems des LAWA-Strukturgütebewertungsverfahrens (3 Bereiche, 6 Hauptparameter, 25 Einzelparameter, 14 funktionale Einheiten) wider (vgl. Kapitel 2.3). Beispielhaft wird jeweils für die LAWA-Strukturgüteklassen 2, 4, und 6 (***Spalte 5***) die dazugehörende nominale Skalierung der jeweiligen funktionalen Einheit dargestellt (***Spalte 6***). Vereinfachend können die nicht dargestellten Strukturgüteklassen auch im Bezug auf ihre nominale Skalierung durch lineare Interpolation veranschaulicht werden. ***Spalte 7*** enthält Informationen, welche der (Einzel-) Maßnahmen des szenariotypisierten Maßnahmenbündels im Bereich der jeweiligen funktionalen Einheit wirksam sind. Ob die Zielerfüllung (ökologische gute Gewässerstruktur entsprechend LAWA-Strukturgüteklasse 2 oder ggf. besser) mit dem veranschlagten Maßnahmenbündel innerhalb des typisierten Szenario möglich ist, lässt sich nicht immer eindeutig festlegen. Die Skalierung der Zielerfüllung ermöglicht bei der Beurteilung die Berücksichtigung der unterschiedlichen Regenerationszeiten der verschiedenen Strukturelemente und die möglicherweise vorhandene Abhängigkeit von übergeordneten Strukturen, ***Spalte 8***.

Spalte 9 beinhaltet die typischen Ergebnisse einer LAWA-Strukturgütebewertung des Ist-Zustandes für Gewässer (-abschnitte) des jeweiligen Szenarios. ***Spalten 10 bis 12*** umfassen die prognostizierten Bewertungen der funktionalen Einheiten auf Basis des LAWA-Bewertungsverfahrens nach Maßnahmendurchführung. Die Untergliederung entspricht den definierten Abschnitten des Entwicklungszeitrahmens (kurzfristig, mittelfristig, langfristig).

Die Bandbreite bei der Zuordnung der Strukturgüteklassen bei der Bewertung des Ist-Zustandes und den Wirkungsprognosen resultiert aus den getroffenen Verallgemeinerungen. Das LAWA-Bewertungsverfahren basiert auf einer naturraumspezifischen Kartierung. Für die in den Szenarien verallgemeinerten, typisierten Defizitgewässer (-abschnitte) ist eine eindeutige Zuordnung der LAWA-Skalierung nicht möglich. Die Wirksamkeitsprognosen sind trotz der Spezifizierung der Szenarien, auf Grund der sehr komplexen, naturraumspezifischen Wirkungsweise der Gewässermorphologie mit größeren Unsicherheiten behaftet. Die prognostizierten Bewertungen der Strukturgüte (kurz-, mittel-, langfristig) weisen daher auch immer eine gewisse Bewertungsspanne auf und sind eher als Bewertungstendenz zu verstehen.

Für die Maßnahmen (-bündel), die vornehmlich im Einzugsgebiet der Gewässer (-abschnitte) ansetzen (Szenarien 7, 8 und 9), ist eine eindeutige Qualifizierung und Quantifizierung der Maßnahmenwirkung zu dem Gewässer (-abschnitt) des Szenarios nicht möglich. Die Prognose der Strukturgüteverbesserungen für diese "Szenariogewässer" ist daher nicht eindeutig und kann nur als sehr grobe Bewertungstendenz angesehen werden.

Tabelle 4.2-3: Wirkungsmatrizen für die einzelnen Szenarien

Wirksamkeitsabschätzung für die veranschlagten Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte auf Basis der ausgewählten Szenarien

Ein Szenario beschreibt ein Fließgewässer (-abschnitt) mit typischen Strukturdefiziten (Informationen der kartierten Gewässerstrukturgüte - LAWA-Verfahren) sowie den Problembereichen und Randbedingungen eines solchen typisierten Gewässers (-abschnittes). Dem Szenario entsprechend werden Maßnahmen, bzw. mehrere Maßnahmen gekoppelt zu einem Maßnahmenbündel zur Strukturgüteverbesserung ausgewählt. Die Grundsätze der Gewässerrenaturierung bilden die Grundlage der Maßnahmenauswahl.

Langfristiges Entwicklungsziel der "Gewässerrenaturierung" ist eine ökologisch gute Gewässerstrukturgüte, entsprechend dem LAWA-Bewertungsverfahren die Strukturgüteklassen 2 oder ggf. besser.

Bewertungsskala
LAWA Gewässerstrukturgüteklassen

Klasse	Grad der Beeinträchtigung
1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Zeitliche Skalierung des Zielerfüllungsparameters:

direkt möglich = Ziel ungefähr im Zeitraum eines Jahres erreichbar
kurzfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 1 - 15 Jahren erreichbar
mittelfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 15 - 30 Jahren erreichbar
langfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 30 - 60 Jahren erreichbar
möglich = Zuordnung eines Zeitparameters zur Zielerfüllung nicht möglich
teilweise möglich = Ziel nicht komplett erreichbar, unabhängig vom Zeitparameter
nicht möglich = Ziel unabhängig von einem Zeitparameter nicht erreichbar

Gewässer (-abschnitte) mit einem gestrecktem Gewässerlauf und intensiver Gewässerunterhaltung
(typischerweise in Bereichen landwirt. Nutzung)

Entwicklungsfreudiger Gewässertyp

Szenario 1

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle:	mäßig verändert (3) - stark verändert (5)
Ufer:	deutlich verändert (4) - stark verändert (5)
Land:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)

Problembereiche und Randbedingungen:

Gestreckter Gewässerverlauf, kein technischer Ufer- und Sohlverbau vorhanden, eventuell ingenieurbiologische Ufersicherung, kein Ufersaum vorhanden.
Hydraulisch intaktes Gewässer, Gewässertyp mit Selbstentwicklungspotential, Flächen für eine Laufentwicklung verfügbar.

Maßnahmenbündel:

Bereitstellen von Gewässerrandstreifen (G),
Extensivierung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen (E);
Optional wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle zur Unterstützung der Laufentwicklung (A_2)

Bereich	Hauptparameter	Einzelparameter	Funktionale Einheiten	Klasse	Nominale Skalierung der LAWA-Strukturgüteklassifizierung auf der Ebene der funktionalen Einheiten	Maßnahme	Zielerfüllung	IST - Zustand	prognostizierte Bewertung über den Entwicklungszeitraum: kurzfristig 1 - 15 Jahre	mittelfristig 15 - 30 Jahre	langfristig 30 - 60 Jahre
Sohle	Laufentwicklung	Laufkrümmung, Krümmungserosion, Längsbänke, besondere Lauftrukturen, Profiltiefe, Uferverbau	Krümmung (Amplitude und Schwingungslänge)	2	weitgehend naturgemäße Krümmung (> 80%)	E, G, A_2	langfristig möglich				
				4	deutliche, jedoch anthropogen geprägte Krümmung (30 - 50 %)						
				6	geringe Krümmung, weitgehend begradigt, (<10%)						
			Beweglichkeit (Krümmungserosion, Migration)	2	weitgehend naturgemäße Beweglichkeit	E, G	möglich				
				4	verminderte Beweglichkeit durch intensive Uferverbauung oder Holzbau (ingenieurbiologischer Uferverbau, Flechtwerke, sparsame Steinschüttung)						
				6	keine Beweglichkeit infolge schwerer Ufersicherung (Böschungsfußsicherung)						
	Längsprofil	Querbauwerke, Verrohrungen, Rückstau, Überfälle, Störungsfreiheit, Tiefenvarianz, Durchlässe	natürliche Längsprofil-elemente	2	weitgehend naturgemäße Furten- und Bankabfolge (> 80%)	E, A_2	mittelfristig möglich				
				4	mehrfache natürliche Furten und Bankbildung (30-50%), häufige Ansätze						
				6	sehr seltene natürlichen Furten bzw. Bänke (<10%), kaum Ansätze						
			anthropogene Wanderungs-hindernisse	Malus 1	Verrohrung (5-20 m) mit Sedimentauflage, Abstrurz (0,3-1 m), Gleite ohne Sedimentauflage						
				Malus 2	Verrohrung (5-20 m) ohne Sedimentauflage, Verrohrung (>20 m) mit Sedimentauflage, Rampe ohne Sedimentauflage, Abstrurz (>1 m)						
				Malus 3	Verrohrung (>20 m) ohne Sedimentauflage						
	Sohlstruktur	Sohlensubstrat, Sohlenverbau, Substratdiversität, besondere Sohlstrukturen, besondere Belastungen (Sohle)	Formelemente und Chorotope (Art und Verteilung der Substrate)	2	weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse (> 80%)	E, A_2	mittelfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Substratverhältnisse (30-40%), mehrfach künstliche oder naturraumfremde Substrate						
				6	kaum naturraumtypischen Substratverhältnisse (<10%), vollständige künstliche oder naturraumfremde Substrate sehr häufig						
			Verbau und künstliche Substrate	2	vereinzelter bzw. punktueller Verbau mit naturnahen Methoden (<20%)	E	mittelfristig möglich				
				4	mehrfach Sohlenverbau (30-50%) offenporig, z.B. Steinstickung oder Steinsatz						
				6	weitgehender Sohlenverbau (>80%), offenporig z.B. Steinstickung oder Steinsatz, Rasenkammersteine						
Ufer	Querprofil	Profiltyp, Profiltiefe, Breitenvarianz, Breitenerosion, Durchlässe, Verrohrung	Profilform	2	unregelmäßig, annähernd naturraumtypische Profilform	E,G	mittelfristig möglich				
				4	vergleichmäßigte Profilform, variierendes Erosionsprofil						
				6	technisches, festgelgtes Trapez-/Regelprofil						
			mittlere Profiltiefe	2	leicht erhöhte Profiltiefe	E, G, A_2	langfristig möglich				
				4	erhebliche Profiltiefe						
				6	sehr starke Profiltiefe						
			Breiten-entwicklung	2	annähernd naturgemäße Breitenvarianz	E,G	mittelfristig möglich				
				4	erheblich verminderte Breitenvarianz						
				6	sehr geringe Breitenvarianz						
	Uferstruktur	Uferbewuchs, Uferverbau, besondere Uferstrukturen, besondere Belastungen (Ufer)	naturraum-typischer Uferbewuchs	2	weitgehend naturraumtypischer Ufergehölzsaum und gewässertypische nicht holzige Ufervegetation (80%)	E,G	langfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypischer Ufergehölzsaum und deutlich gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (30-50%)						
				6	selten naturraumtypische Ufergehölze und selten gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (<10%)						
			naturraumtypische Ausprägung	2	weitgehend naturraumtypische Ausprägung (>80%)	E,G	mittelfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Ausprägung (30-50%)						
				6	geringe naturraumtypische Ausprägung (<10%)						
			Uferausbau bzw.-verbau	2	kein Ausbau/Verbau allenfalls punktuell	E,G	mittelfristig möglich				
				4	überwiegend naturnaher Ausbau (50-80%) oder deutlich rein technischer Verbau (30-50%)						
				6	weitgehend technischer Verbau (>80%), offenporig, z.B. Steinstickung oder -satz, Rasenkammerstein, unverfugtes Mauerwerk						
Land	Gewässerumfeld	Flächennutzung, Gewässerrandstreifen, schl-Affeine Umfeldstrukturen, besondere Umfeldstrukturen	Vorland (Ausprägung und Nutzung)	2	weitgehend naturnahe Ausprägung, nur gewässerverträgliche Nutzung		nicht möglich				
				4	deutlich naturnahe Ausprägung mit verbreitet gewässerunverträglicher Nutzung						
				6	weitgehend naturfremde Ausprägung, vorherrschend gewässerunverträgliche Nutzung						
			Gewässer-randstreifen (ohne Nutzung)	2	genng lückiger oder streckenweise zu schmaler Gewässerrandstreifen	G	direkt möglich				
				4	lückiger oder häufig zu schmaler Gewässerrandstreifen (30-50%)						
				6	weitgehend fehlender Uferstreifen (<10%), Saumstreifen fragmentansch ausgebildet						

Wirksamkeitsabschätzung für die veranschlagten Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte auf Basis der ausgewählten Szenarien

Ein Szenario beschreibt ein Fließgewässer (-abschnitt) mit typischen Strukturdefiziten (Informationen der kartierten Gewässerstrukturgüte - LAWA-Verfahren) sowie den Problembereichen und Randbedingungen eines solchen typisierten Gewässers (-abschnittes). Dem Szenario entsprechend werden Maßnahmen, bzw. mehrere Maßnahmen gekoppelt zu einem Maßnahmenbündel zur Strukturgüteverbesserung ausgewählt. Die Grundsätze der Gewässerrenaturierung bilden die Grundlage der Maßnahmenauswahl.

Langfristiges Entwicklungsziel der "Gewässerrenaturierung" ist eine ökologisch gute Gewässerstrukturgüte, entsprechend dem LAWA-Bewertungsverfahren die Strukturgüteklassen 2 oder ggf. besser.

Bewertungsskala
LAWA-Gewässerstrukturgüteklassen

Klasse	Grad der Beeinträchtigung
1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Zeitliche Skalierung des Zielerfüllungsparameters:

direkt möglich = Ziel ungefähr im Zeitraum eines Jahres erreichbar
kurzfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 1 - 15 Jahren erreichbar
mittelfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 15 - 30 Jahren erreichbar
langfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 30 - 60 Jahren erreichbar
möglich = Zuordnung eines Zeitparameters zur Zielerfüllung nicht möglich
teilweise möglich = Ziel nicht komplett erreichbar, unabhängig vom Zeitparameter
nicht möglich = Ziel unabhängig von einem Zeitparameter nicht erreichbar

Gewässer (-abschnitte) mit technischen Ufer- und Sohlsicherungsmaßnahmen

Entwicklungsfreudiger Gewässertyp

Szenario 2

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):
Sohle: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Ufer: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Land: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)

Problembereiche und Randbedingungen:

Gestreckter Gewässerlauf, **technischer Ufer- und Sohlverbau vorhanden**, kein Ufersaum vorhanden, hydraulisch intaktes Gewässer, entwicklungsfreudiger Gewässertyp.

kaum (und wenn nur geringfügige) restriktive Randbedingungen, Flächen für eine Laufentwicklung verfügbar.

Maßnahmenbündel:

Entfernen der Ufer- und Sohlsicherungen (Gewässerbettmaterial) (D);
Bereitstellen von Gewässerrandstreifen (G),
Extensivierung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen (E);
Optional wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle zur Unterstützung der Laufentwicklung (A_2)

Bereich	Hauptparameter	Einzelparameter	Funktionale Einheiten	Klasse	Nominale Skalierung der LAWA-Strukturgüteklassifizierung auf der Ebene der funktionalen Einheiten	Maßnahme	Zielerfüllung	IST - Zustand	prognostizierte Bewertung über den Entwicklungszeitraum: kurzfristig 1 - 15 Jahre	mittelfristig 15 - 30 Jahre	langfristig 30 - 60 Jahre
Sohle	Laufentwicklung	Laufkrümmung, Krümmungserosion, Längsbänke, Inseln, Anlandungen, Profiltiefe, Uferverbau	Krümmung (Amplitude und Schwingungslänge)	2	weitgehend naturgemäße Krümmung (> 80%)	D,G, A_2	langfristig möglich				
				4	deutliche, jedoch anthropogen geprägte Krümmung (30 - 50 %)						
				6	geringe Krümmung, weitgehend begradigt, (<10%)						
			Beweglichkeit (Krümmungserosion, Migration)	2	weitgehend naturgemäße Beweglichkeit	D, G	kurzfristig möglich				
				4	verminderte Beweglichkeit durch intensive Uferverbauung oder Holzbau (ingenieurbiologischer Uferverbau, Flechtwerke,sparsame Steinschüttung)						
				6	keine Beweglichkeit infolge schwerer Ufersicherung (Böschungsfußsicherung)						
	Längsprofil	Querbauwerke, Verrohrungen, Rückstau, Querbänke, Sohlmuldenprofil, Tiefenvarianz, Durchlässe	natürliche Längsprofil-elemente	2	weitgehend naturgemäße Furten- und Bankabfolge (> 80%)	D, E, A_2	mittelfristig möglich				
				4	mehrfache natürliche Furten und Bankbildung (30-50%), häufige Ansätze						
				6	sehr seltene natürlichen Furten bzw. Bänke (<10%), kaum Ansätze						
			anthropogene Wanderungs-hindernisse	Malus 1	Verrohrung (5-20 m) mit Sedimentauflage, Absturz (0,3-1 m), Gleite ohne Sedimentauflage						
				Malus 2	Verrohrung (5-20 m) ohne Sedimentauflage, Verrohrung (>20 m) mit Sedimentauflage, Rampe ohne Sedimentauflage, Absturz (>1 m)						
				Malus 3	Verrohrung (>20 m) ohne Sedimentauflage						
	Sohlstruktur	Sohlensubstrat, Sohlenverbau, Substratdiversität, besondere Sohlstrukturen, besondere Belastungen (Sohle)	Formelemente und Chorotope (Art und Verteilung der Substrate)	2	weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse (> 80%)	E, D, A_2	mittelfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Substratverhältnisse (30-40%), mehrfach künstliche oder naturraumfremde Substrate						
				6	kaum naturraumtypischen Substratverhältnisse (<10%), vollständige künstliche oder naturraumfremde Substrate sehr häufig						
			Verbau und künstliche Substrate	2	vereinzelter bzw. punktueller Verbau mit naturnahen Methoden (<20%)	D, E	direkt möglich				
				4	mehrfach Sohlenverbau (30-50%) offenporig, z.B. Steinstickung oder Steinsatz						
				6	weitgehender Sohlenverbau (>80%), offenporig z.B. Steinstickung oder Steinsatz, Rasenkammersteine						
Ufer	Querprofil	Profiltyp, Profiltiefe, Breitenerosion, Breitenvarianz, Durchlässe, Verrohrung	Profilform	2	unregelmäßig, annähernd naturraumtypische Profilform	D, A_2	mittelfristig möglich				
				4	vergleichmäßigte Profilform, variierendes Erosionsprofil						
				6	technisches, festgelgtes Trapez-/Regelprofil						
			mittlere Profiltiefe	2	leicht erhöhte Profiltiefe	D, E	langfristig möglich				
				4	erhebliche Profiltiefe						
				6	sehr starke Profiltiefe						
			Breiten-entwicklung	2	annähernd naturgemäße Breitenvarianz	D, G	mittelfristig möglich				
				4	erheblich verminderte Breitenvarianz						
				6	sehr geringe Breitenvarianz						
	Uferstruktur	Uferbewuchs, Uferverbau, besondere Ufersstrukturen, besondere Belastungen (Ufer)	naturraum-typischer Uferbewuchs	2	weitgehend naturraumtypischer Ufergehölzsaum und gewässertypische nicht holzige Ufervegetation (80%)	E,G	langfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypischer Ufergehölzsaum und deutlich gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (30-50%)						
				6	selten naturraumtypische Ufergehölze und selten gewassertypische, nicht holzige Ufervegetation (<10%)						
			naturraumtypische Ausprägung	2	weitgehend naturraumtypische Ausprägung (>80%)	E,G	mittelfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Ausprägung (30-50%)						
				6	geringe naturraumtypische Ausprägung (<10%)						
			Uferausbau bzw -verbau	2	kein Ausbau/Verbau allenfalls punktuell	D	direkt möglich				
				4	überwiegend naturnaher Ausbau (50-80%) oder deutlich rein technischer Verbau (30-50%)						
				6	weitgehend technischer Verbau (>80%), offenporig, z.B. Steinstickung oder -satz, Rasenkammerstein, unverfugtes Mauerwerk						
Land	Gewässerumfeld	Flächennutzung, Gewässerrandstreifen, schadliche Umfeldstrukturen, besondere Umfeldstrukturen	Vorland (Ausprägung und Nutzung)	2	weitgehend naturnahe Ausprägung, nur gewässerverträgliche Nutzung		nicht möglich				
				4	deutlich naturnahe Ausprägung mit verbreitet gewässerunverträglicher Nutzung						
				6	weitgehend naturfremde Ausprägung, vorherrschend gewassserunverträgliche Nutzung						
			Gewässer-randstreifen (ohne Nutzung)	2	gering lückiger oder streckenweise zu schmaler Gewässerrandstreifen	G	direkt möglich				
				4	lückiger oder häufig zu schmaler Gewässerrandstreifen (30-50%)						
				6	weitgehend fehlender Uferstreifen (<10%), Saumstreifen fragmentarisch ausgebildet						

Wirksamkeitsabschätzung für die veranschlagten Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte auf Basis der ausgewählten Szenarien

Ein Szenario beschreibt ein Fließgewässer (-abschnitt) mit typischen Strukturdefiziten (Informationen der kartierten Gewässerstrukturgüte - LAWA-Verfahren) sowie den Problembereichen und Randbedingungen eines solchen typisierten Gewässers (-abschnittes). Dem Szenario entsprechend werden Maßnahmen, bzw. mehrere Maßnahmen gekoppelt zu einem Maßnahmenbündel zur Strukturgüteverbesserung ausgewählt. Die Grundsätze der Gewässerrenaturierung bilden die Grundlage der Maßnahmenauswahl.

Langfristiges Entwicklungsziel der "Gewässerrenaturierung" ist eine ökologisch gute Gewässerstrukturgüte, entsprechend dem LAWA-Bewertungsverfahren die Strukturgüteklassen 2 oder ggf. besser.

Bewertungsskala
LAWA-Gewässerstrukturgüteklassen

Klasse	Grad der Beeinträchtigung
1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Zeitliche Skalierung des Zielerfüllungsparameters:

direkt möglich = Ziel ungefähr im Zeitraum eines Jahres erreichbar
kurzfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 1 - 15 Jahren erreichbar
mittelfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 15 - 30 Jahren erreichbar
langfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 30 - 60 Jahren erreichbar
möglich = Zuordnung eines Zeitparameters zur Zielerfüllung nicht möglich
teilweise möglich = Ziel nicht komplett erreichbar, unabhängig vom Zeitparameter
nicht möglich = Ziel unabhängig von einem Zeitparameter nicht erreichbar

Szenario 3

Gewässer (-abschnitte) mit weit fortgeschrittener Sohlenerosion

Unabhängig vom Gewässertyp

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle:	deutlich verändert (4) - stark verändert (5)
Ufer:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Land:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)

Problembereiche und Randbedingungen:

Gestreckter Gewässerlauf, **weit fortgeschrittene Sohlenerosion**, hydraulisch intaktes Gewässer, aber durch die Tiefenerosion gefesselt, keine restriktive Randbedingungen, Flächen für eine Laufentwicklung verfügbar.

Maßnahmenbündel:

Gewässerbettaufweitung (C),
Bereitstellen von Gewässerrandstreifen (G),
Extensivierung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen (E);
Optional: wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle zur Unterstützung der Laufentwicklung (A_2)

Bereich	Hauptparameter	Einzelparameter	Funktionale Einheiten	Klasse	Nominale Skalierung der LAWA-Strukturgüteklassifizierung auf der Ebene der funktionalen Einheiten	Maßnahme	Zielerfüllung	IST - Zustand	prognostizierte Bewertung über den Entwicklungszeitraum: kurzfristig 1 - 15 Jahre	mittelfristig 15 - 30 Jahre	langfristig 30 - 60 Jahre
Sohle	Laufentwicklung	Laufkrümmung, Krümmungserosion, Längsbänke, besondere Laufstrukturen, Prallhänge, Uferverbau	Krümmung (Amplitude und Schwingungslänge)	2	weitgehend naturgemäße Krümmung (> 80%)	C,G,A_2	langfristig möglich				
				4	deutliche, jedoch anthropogen geprägte Krümmung (30 - 50 %)						
				6	geringe Krümmung, weitgehend begradigt, (<10%)						
			Beweglichkeit (Krümmungserosion, Migration)	2	weitgehend naturgemäße Beweglichkeit	C, G	direkt möglich				
				4	verminderte Beweglichkeit durch intensive Uferverbauung oder Holzbau (ingenieurbiologischer Uferverbau, Flechtwerke,sparsame Steinschüttung)						
				6	keine Beweglichkeit infolge schwerer Ufersicherung (Böschungsfußsicherung)						
	Längsprofil	Querbauwerke, Verrohrungen, Rückstau, Querbänke, Strömungsdiversität, Tiefenvarianz, Durchlässe	natürliche Längsprofil-elemente	2	weitgehend naturgemäße Furten- und Bankabfolge (> 80%)	C, E, A_2	mittelfristig möglich				
				4	mehrfache natürliche Furten und Bankbildung (30-50%), häufige Ansätze						
				6	sehr seltene natürlichen Furten bzw. Bänke (<10%), kaum Ansätze						
			anthropogene Wanderungs-hindernisse	Malus 1	Verrohrung (5-20 m) mit Sedimentauflage, Abstrurz (0,3-1 m), Gleite ohne Sedimentauflage						
				Malus 2	Verrohrung (5-20 m) ohne Sedimentauflage, Verrohrung (>20 m) mit Sedimentauflage, Rampe ohne Sedimentauflage, Abstrurz (>1 m)						
				Malus 3	Verrohrung (>20 m) ohne Sedimentauflage						
	Sohlstruktur	Sohlensubstrat, Sohlenverbau, Substratdiversität, besondere Sohlstrukturen, Belastungen (Sohle)	Formelemente und Chorotope (Art und Verteilung der Substrate)	2	weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse (> 80%)	C, E, A_2	mittelfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Substratverhältnisse (30-40%), mehrfach künstliche oder naturraumfremde Substrate						
				6	kaum naturraumtypischen Substratverhältnisse (<10%), vollständige künstliche oder naturraumfremde Substrate sehr häufig						
			Verbau und künstliche Substrate	2	vereinzelter bzw. punktueller Verbau mit naturnahen Methoden (<20%)	C	direkt möglich				
				4	mehrfach Sohlenverbau (30-50%) offenporig, z.B. Steinstickung oder Steinsatz						
				6	weitgehender Sohlenverbau (>80%), offenporig z.B. Steinstickung oder Steinsatz, Rasenkammersteine						
Ufer	Querprofil	Profiltyp, Profiltiefe, Breitenerosion, Breitenvarianz, Durchlässe, Verrohrung	Profilform	2	unregelmäßig, annähernd naturraumtypische Profilform	C, A_2	kurzfristig möglich				
				4	vergleichmäßigte Profilform, variierendes Erosionsprofil						
				6	technisches, festgelegtes Trapez-/Regelprofil						
			mittlere Profiltiefe	2	leicht erhöhte Profiltiefe	C	direkt möglich				
				4	erhöhte Profiltiefe						
				6	sehr starke Profiltiefe						
			Breiten-entwicklung	2	annähernd naturgemäße Breitenvarianz	C, G	kurzfristig möglich				
				4	erheblich verminderte Breitenvarianz						
				6	sehr geringe Breitenvarianz						
	Uferstruktur	Uferbewuchs, Uferverbau, besondere Uferstrukturen, besondere Belastungen (Ufer)	naturraum-typischer Uferbewuchs	2	weitgehend naturraumtypischer Ufergehölzsaum und gewässertypische nicht holzige Ufervegetation (80%)	E,G	langfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypischer Ufergehölzsaum und deutlich gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (30-50%)						
				6	selten naturraumtypische Ufergehölze und selten gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (<10%)						
			naturraumtypische Ausprägung	2	weitgehend naturraumtypische Ausprägung (>80%)	E,G	mittelfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Ausprägung (30-50%)						
				6	geringe naturraumtypische Ausprägung (<10%)						
			Uferausbau bzw.-verbau	2	kein Ausbau/Verbau allenfalls punktuell	C	direkt möglich				
				4	überwiegend naturnaher Ausbau (50-80%) oder deutlich rein technischer Verbau (30-50%)						
				6	weitgehend technischer Verbau (>80%), offenporig, z.B. Steinstickung oder -satz, Rasenkammerstein, unverfugtes Mauerwerk						
Land	Gewässerumfeld	Flächennutzung, Gewässerrandstreifen, schädliche Umfeldstrukturen, besondere Umfeldstrukturen	Vorland (Ausprägung und Nutzung)	2	weitgehend naturnahe Ausprägung, nur gewässerverträgliche Nutzung		nicht möglich				
				4	deutlich naturnahe Ausprägung mit verbreitet gewässerunverträglicher Nutzung						
				6	weitgehend naturfremde Ausprägung, vorherrschend gewässerunverträgliche Nutzung						
			Gewässer-randstreifen (ohne Nutzung)	2	gering lückiger oder streckenweise zu schmaler Gewässerrandstreifen	G	direkt möglich				
				4	lückiger oder häufig zu schmaler Gewässerrandstreifen (30-50%)						
				6	weitgehend fehlender Uferstreifen (<10%), Saumstreifen fragmentarisch ausgebildet						

Wirksamkeitsabschätzung für die veranschlagten Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte auf Basis der ausgewählten Szenarien

Ein Szenario beschreibt ein Fließgewässer (-abschnitt) mit typischen Strukturdefiziten (Informationen der kartierten Gewässerstrukturgüte - LAWA-Verfahren) sowie den Problembereichen und Randbedingungen eines solchen typisierten Gewässers (-abschnittes). Dem Szenario entsprechend werden Maßnahmen, bzw. mehrere Maßnahmen gekoppelt zu einem Maßnahmenbündel zur Strukturgüteverbesserung ausgewählt. Die Grundsätze der Gewässerrenaturierung bilden die Grundlage der Maßnahmenauswahl.

Langfristiges Entwicklungsziel der "Gewässerrenaturierung" ist eine ökologisch gute Gewässerstrukturgüte, entsprechend dem LAWA-Bewertungsverfahren die Strukturgüteklassen 2 oder ggf. besser.

"Gefasstes" Fließgewässer ohne Selbstentwicklungspotential

Entwicklungsträger Gewässertyp

Szenario 4

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Ufer: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Land: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)

Problembereiche und Randbedingungen:

Gestreckter Gewässerlauf, entwicklungsträger Gewässertyp, **keine Selbstentwicklung möglich**, event. Ufer- und Sohlenverbau, bzw. fortgeschrittene Tiefenerosion, überwindbare reststriktive Randbedingungen, Flächen für Laufentwicklung (-umgestaltung) verfügbar.

Maßnahmenbündel:

Laufverlagerung und morphologische Umgestaltung (A_1), bzw. wenn möglich Remäandrierung / Gewässerverlegung (F). Extensivierung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen (E)

Bewertungsskala
LAWA-Gewässerstrukturgüteklassen

Klasse	Grad der Beeinträchtigung
1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Zeitliche Skalierung des Zielerfüllungsparameters:

direkt möglich = Ziel ungefähr im Zeitraum eines Jahres erreichbar
kurzfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 1 - 15 Jahren erreichbar
mittelfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 15 - 30 Jahren erreichbar
langfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 30 - 60 Jahren erreichbar
möglich = Zuordnung eines Zeitparameters zur Zielerfüllung nicht möglich
teilweise möglich = Ziel nicht komplett erreichbar, unabhängig vom Zeitparameter
nicht möglich = Ziel unabhängig von einem Zeitparameter nicht erreichbar

Bereich	Hauptparameter	Einzelparameter	Funktionale Einheiten	Klasse	Nominale Skalierung der LAWA-Strukturgüteklassifizierung auf der Ebene der funktionalen Einheiten	Maßnahme	Zielerfüllung	IST - Zustand	prognostizierte Bewertung über den Entwicklungszeitraum: kurzfristig 1 - 15 Jahre	mittelfristig 15 - 30 Jahre	langfristig 30 - 60 Jahre
Sohle	Laufentwicklung	Laufkrümmung, Krümmungserosion, Längsbänke, besondere Laufstrukturen, Profiltiefe, Uferverbau	Krümmung (Amplitude und Schwingungsfänge)	2	weitgehend naturgemäße Krümmung (> 80%)	A_1, F	kurzfristig möglich				
				4	deutliche, jedoch anthropogen geprägte Krümmung (30 - 60 %)						
				6	geringe Krümmung, weitgehend begradigt, (<10%)						
			Beweglichkeit (Krümmungserosion, Migration)	2	weitgehend naturgemäße Beweglichkeit	A_1	kurzfristig möglich				
				4	verminderte Beweglichkeit durch intensive Uferverbauung oder Holzbau (ingenieurbiologischer Uferverbau, Flechtwerke,sparsame Steinschüttung)						
				6	keine Beweglichkeit infolge schwerer Ufersicherung (Böschungsfußsicherung)						
	Längsprofil	Querbauwerke, Verrohrungen, Rückstau, Querbänke, Strömungsdiversität, Tiefenvarianz, Durchlässe	natürliche Längsprofil-elemente	2	weitgehend naturgemäße Furten- und Bankabfolge (> 80%)	A_1, F	kurzfristig möglich				
				4	mehrfache natürliche Furten und Bankbildung (30-50%), häufige Ansätze						
				6	sehr seltene natürlichen Furten bzw. Bänke (<10%), kaum Ansatze						
			anthropogene Wanderungs-hindernisse	Malus 1	Verrohrung (5-20 m) mit Sedimentauflage, Abstruz (0,3-1 m), Gleite ohne Sedimentauflage						
				Malus 2	Verrohrung (5-20 m) ohne Sedimentauflage, Verrohrung (>20 m) mit Sedimentauflage, Rampe ohne Sedimentauflage, Abstrurz (>1 m)						
				Malus 3	Verrohrung (>20 m) ohne Sedimentauflage						
	Sohlstruktur	Sohlsubstrat, Sohlenverbau, Substratdrift, Kolke, Sohlstrukturen, besondere Belastungen (Sohle)	Formelemte und Choriotope (Art und Verteilung der Substrate)	2	weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse (> 80%)	A_1	mittelfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Substratverhältnisse (30-40%), mehrfach künstliche oder naturraumfremde Substrate						
				6	kaum naturraumtypischen Substratverhältnisse (<10%), vollständige künstliche oder naturraumfremde Substrate sehr häufig						
			Verbau und künstliche Substrate	2	vereinzelter bzw. punktueller Verbau mit naturnahen Methoden (<20%)	A_1	direkt möglich				
				4	mehrfach Sohlenverbau (30-50%) offenporig, z.B. Steinschickung oder Steinsatz						
				6	weitgehender Sohlenverbau (>80%), offenporig z.B. Steinschickung oder Steinsatz, Rasenkammersteine						
Ufer	Querprofil	Profiltyp, Profiltiefe, Breitenerosion, Breitenvarianz, Durchlässe, Verrohrung	Profilform	2	unregelmäßig, annähernd naturraumtypische Profilform	A_1	direkt möglich				
				4	vergleichmäßigte Profilform, variierendes Erosionsprofil						
				6	technisches, festgelgtes Trapez-/Regelprofil						
			mittlere Profiltiefe	2	leicht erhöhte Profiltiefe	A_1	direkt möglich				
				4	erhebliche Profiltiefe						
				6	sehr starke Profiltiefe						
			Breiten-entwicklung	2	annähernd naturgemäße Breitenvarianz	A_1	kurzfristig möglich				
				4	erheblich verminderte Breitenvarianz						
				6	sehr geringe Breitenvarianz						
	Uferstruktur	Uferbewuchs, Uferverbau, besondere Uferstrukturen, besondere Belastungen (Ufer)	naturraum-typischer Uferbewuchs	2	weitgehend naturraumtypischer Ufergehölzsaum und gewässertypische nicht holzige Ufervegetation (80%)	A_1	mittelfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypischer Ufergehölzsaum und deutlich gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (30-50%)						
				6	selten naturraumtypische Ufergehölze und selten gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (<10%)						
			naturraumtypische Ausprägung	2	weitgehend naturraumtypische Ausprägung (>80%)	A_1	kurzfristig möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Ausprägung (30-50%)						
				6	geringe naturraumtypische Ausprägung (<10%)						
			Uferausbau bzw -verbau	2	kein Ausbau/Verbau allenfalls punktuell	A_1	direkt möglich				
				4	überwiegend naturnaher Ausbau (50-80%) oder deutlich rein technischer Verbau (30-50%)						
				6	weitgehend technischer Verbau (>80%), offenporig, z.B. Steinschickung oder -satz, Rasenkammerstein, unverfugtes Mauerwerk						
Land	Gewässerumfeld	Flächennutzung, Gewässerrandstreifen, schädliche Umfeldstrukturen, besondere Umfeldstrukturen	Vorland (Ausprägung und Nutzung)	2	weitgehend naturnahe Ausprägung, nur gewässerverträgliche Nutzung		nicht möglich				
				4	deutlich naturnahe Ausprägung mit verbreitet gewässerunverträglicher Nutzung						
				6	weitgehend naturfremde Ausprägung, vorherrschend gewässerunverträgliche Nutzung						
			Gewässer-randstreifen (ohne Nutzung)	2	gering lückiger oder streckenweise zu schmaler Gewässerrandstreifen	A_1	direkt möglich				
				4	lückiger oder häufig zu schmaler Gewässerrandstreifen (30-50%)						
				6	weitgehend fehlender Uferstreifen (<10%), Saumstreifen fragmentarisch ausgebildet						

Wirksamkeitsabschätzung für die veranschlagten Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte auf Basis der ausgewählten Szenarien

Ein Szenario beschreibt ein Fließgewässer (-abschnitt) mit typischen Strukturdefiziten (Informationen der kartierten Gewässerstrukturgüte - LAWA-Verfahren) sowie den Problembereichen und Randbedingungen eines solchen typisierten Gewässers (-abschnittes). Dem Szenario entsprechend werden Maßnahmen, bzw. mehrere Maßnahmen gekoppelt zu einem Maßnahmenbündel zur Strukturgüteverbesserung ausgewählt. Die Grundsätze der Gewässerrenaturierung bilden die Grundlage der Maßnahmenauswahl.

Langfristiges Entwicklungsziel der "Gewässerrenaturierung" ist eine ökologisch gute Gewässerstrukturgüte, entsprechend dem LAWA-Bewertungsverfahren die Strukturgüteklassen 2 oder ggf. besser.

Bewertungsskala
LAWA-Gewässerstrukturgüteklassen

Klasse	Grad der Beeinträchtigung
1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Zeitliche Skalierung des Zielerfüllungsparameters:

direkt möglich = Ziel ungefähr im Zeitraum eines Jahres erreichbar
kurzfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 1 - 15 Jahren erreichbar
mittelfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 15 - 30 Jahren erreichbar
langfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 30 - 60 Jahren erreichbar
möglich = Zuordnung eines Zeitparameters zur Zielerfüllung nicht möglich
teilweise möglich = Ziel nicht komplett erreichbar, unabhängig vom Zeitparameter
nicht möglich = Ziel unabhängig von einem Zeitparameter nicht erreichbar

Gewässer (-abschnitte) in Bereichen mit restriktiven Randbedingungen (Siedlung, Hochwasserschutz,...)

Unabhängig vom Gewässertyp

Szenario 5

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Ufer: stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Land: stark verändert (5) - vollständig verändert (7)

Problembereiche und Randbedingungen:

Weitgehend gestreckter Gewässerlauf, event. Sohl- und Uferverbau, **unabdingbare restriktive Randbedingungen**, Flächen für eine Laufentwicklung nicht verfügbar.

Maßnahmenbündel:

Naturnahe wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle (Instream Structures) (A_2),
Maßnahmen zur Uferstrukturverbesserung (A_5)

Bereich	Hauptparameter	Einzelparameter	Funktionale Einheiten	Klasse	Nominale Skalierung der LAWA-Strukturgüteklassifizierung auf der Ebene der funktionalen Einheiten	Maßnahme	Zielerfüllung	IST - Zustand	prognostizierte Bewertung über den Entwicklungszeitraum: kurzfristig 1 - 15 Jahre	mittelfristig 15 - 30 Jahre	langfristig 30 - 60 Jahre
Sohle	Laufentwicklung	Laufkrümmung, Krümmungserosion, Längsbänke, besondere Laufstrukturen, Profiltiefe, Uferverbau	Krümmung (Amplitude und Schwingungslänge)	2	weitgehend naturgemäße Krümmung (> 60%)		nicht möglich				
				4	deutliche, jedoch anthropogen geprägte Krümmung (30 - 60 %)						
				6	geringe Krümmung, weitgehend begradigt, (<10%)						
			Beweglichkeit (Krümmungserosion, Migration)	2	weitgehend naturgemäße Beweglichkeit		nicht möglich				
				4	verminderte Beweglichkeit durch intensive Uferverbauung oder Holzbau (ingenieurbiologischer Uferverbau, Flechtwerke,sparsame Steinschüttung)						
				6	keine Beweglichkeit infolge schwerer Ufersicherung (Böschungsfußsicherung)						
	Längsprofil	Querbauwerke, Verrohrungen, Rückstau, Querbänke, Störungsbereiche, Talformvarianz, Durchlässe	natürliche Längsprofil-elemente	2	weitgehend naturgemäße Furten- und Bankabfolge (> 80%)						
				4	mehrfache natürliche Furten und Bankbildung (30-50%), häufige Ansätze	A_2	teilweise möglich				
				6	sehr seltene natürlichen Furten bzw. Bänke (<10%), kaum Ansätze						
			anthropogene Wanderungs-hindernisse	Malus 1	Verrohrung (5-20 m) mit Sedimentauflage, Abstrurz (0,3-1 m), Gleite ohne Sedimentauflage						
				Malus 2	Verrohrung (5-20 m) ohne Sedimentauflage, Verrohrung (>20 m) mit Sedimentauflage, Rampe ohne Sedimentauflage, Abstrurz (>1 m)						
				Malus 3	Verrohrung (>20 m) ohne Sedimentauflage						
	Sohlstruktur	Sohlensubstrat, Sohlenverbau, Substratdifferenzierung, besondere Sohlstrukturen, Besondere Einfärbungen (Gleite)	Formelemente und Choriotope (Art und Verteilung der Substrate)	2	weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse (> 80%)						
				4	deutlich naturraumtypische Substratverhältnisse (30-40%), mehrfach künstliche oder naturraumfremde Substrate	A_2	teilweise möglich				
				6	kaum naturraumtypischen Substratverhältnisse (<10%), vollständige künstliche oder naturraumfremde Substrate sehr häufig						
			Verbau und künstliche Substrate	2	vereinzelter bzw. punktueller Verbau mit naturnahen Methoden (<20%)						
				4	mehrfach Sohlenverbau (30-50%) offenporig, z.B. Steinstickung oder Steinsatz	A_2	kurzfristig teilweise möglich				
				6	weitgehender Sohlenverbau (>80%), offenporig z.B. Steinstickung oder Steinsatz, Rasenkammersteine						
Ufer	Querprofil	Profiltyp, Profiltiefe, Breitenerosion, Breitenvarianz, Durchlässe, Verrohrung	Profilform	2	unregelmäßig, annähernd naturraumtypische Profilform		nicht möglich				
				4	vergleichmäßigte Profilform, variierendes Erosionsprofil						
				6	technisches, festgelgtes Trapez-/Regelprofil						
			mittlere Profiltiefe	2	leicht erhöhte Profiltiefe						
				4	erhebliche Profiltiefe	A_2	langfristig teilweise möglich				
				6	sehr starke Profiltiefe						
			Breiten-entwicklung	2	annähernd naturgemäße Breitenvarianz		nicht möglich				
				4	erheblich verminderte Breitenvarianz						
				6	sehr geringe Breitenvarianz						
	Uferstruktur	Uferbewuchs, Uferverbau, besondere Uferstrukturen, besondere Belastungen (Ufer)	naturraum-typischer Uferbewuchs	2	weitgehend naturraumtypischer Ufergehölzsaum und gewässertypische nicht holzige Ufervegetation (80%)						
				4	deutlich naturraumtypischer Ufergehölzsaum und deutlich gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (30-50%)	A_5	mittelfristig möglich				
				6	selten naturraumtypische Ufergehölze und selten gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (<10%)						
			naturraumtypische Ausprägung	2	weitgehend naturraumtypische Ausprägung (>80%)						
				4	deutlich naturraumtypische Ausprägung (30-50%)	A_5	teilweise möglich				
				6	geringe naturraumtypische Ausprägung (<10%)						
			Uferausbau bzw.-verbau	2	kein Ausbau/Verbau allenfalls punktuell		nicht möglich				
				4	überwiegend naturnaher Ausbau (50-80%) oder deutlich rein technischer Verbau (30-50%)						
				6	weitgehend technischer Verbau (>80%), offenporig, z.B. Steinstickung oder -satz, Rasenkammersteien, unverfugtes Mauerwerk						
Land	Gewässerumfeld	Flächennutzung, Gewässerrandstreifen, schadliche Umfeldstrukturen, besondere Umfeldstrukturen	Vorland (Ausprägung und Nutzung)	2	weitgehend naturnahe Ausprägung, nur gewässerverträgliche Nutzung		nicht möglich				
				4	deutlich naturnahe Ausprägung mit verbreitet gewässerunverträglicher Nutzung						
				6	weitgehend naturfremde Ausprägung, vorherrschend gewässerunverträgliche Nutzung						
			Gewässer-randstreifen (ohne Nutzung)	2	gering lückiger oder streckenweise zu schmaler Gewässerrandstreifen		nicht möglich				
				4	lückiger oder häufig zu schmaler Gewässerrandstreifen (30-50%)						
				6	weitgehend fehlender Uferstreifen (<10%), Saumstreifen fragmentansch ausgebildet						

Wirksamkeitsabschätzung für die veranschlagten Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte auf Basis der ausgewählten Szenarien

Ein Szenario beschreibt ein Fließgewässer (-abschnitt) mit typischen Strukturdefiziten (Informationen der kartierten Gewässerstrukturgüte - LAWA-Verfahren) sowie den Problembereichen und Randbedingungen eines solchen typisierten Gewässers (-abschnittes). Dem Szenario entsprechend werden Maßnahmen, bzw. mehrere Maßnahmen gekuppelt zu einem Maßnahmenbündel zur Strukturgüteverbesserung ausgewählt. Die Grundsätze der Gewässerrenaturierung bilden die Grundlage der Maßnahmenauswahl.

Langfristiges Entwicklungsziel der "Gewässerrenaturierung" ist eine ökologisch gute Gewässerstrukturgüte, entsprechend dem LAWA-Bewertungsverfahren die Strukturgüteklassen 2 oder ggf. besser.

Gewässer (-abschnitte) mit anthropogen gestörtem Fließgewässerkontinuum

Unabhängig vom Gewässertyp

Szenario 6

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle:	stark verändert (5) - vollständig verändert (7)
Ufer:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)
Land:	stark verändert (5) - sehr stark verändert (6)

Problembereiche und Randbedingungen:

Weitgehend gestreckter Gewässerlauf, **anthropogene Wanderungshindernisse** führen zu einer Malusbewertung im Sohlbereich,restriktive Randbedingungen, Möglichkeiten zur Gewässerentwicklung meist nicht vorhanden, (Zwangspunkte: z.B. Wehre, Durchlässe u.a.).

Maßnahmenbündel:

Herstellen der aquatischen Durchgängigkeit (B_1)
und soweit möglich Totholz- und Geschiebedurchgängigkeit (B_2)

Bewertungsskala
LAWA-Gewässerstrukturgüteklassen

Klasse	Grad der Beeinträchtigung
1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Zeitliche Skalierung des Zielerfüllungsparameters:

direkt möglich = Ziel ungefähr im Zeitraum eines Jahres erreichbar
kurzfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 1 - 15 Jahren erreichbar
mittelfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 15 - 30 Jahren erreichbar
langfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 30 - 60 Jahren erreichbar
möglich = Zuordnung eines Zeitparameters zur Zielerfüllung nicht möglich
teilweise möglich = Ziel nicht komplett erreichbar, unabhängig vom Zeitparameter
nicht möglich = Ziel unabhängig von einem Zeitparameter nicht erreichbar

Bereich	Hauptparameter	Einzelparameter	Funktionale Einheiten	Klasse	Nominale Skalierung der LAWA-Strukturgüteklassifizierung auf der Ebene der funktionalen Einheiten	Maßnahme	Zielerfüllung	IST - Zustand	prognostizierte Bewertung über den Entwicklungszeitraum: kurzfristig 1 - 15 Jahre	mittelfristig 15 - 30 Jahre	langfristig 30 - 60 Jahre
Sohle	Laufentwicklung	Laufkrümmung, Krümmungserosion, Längsbänke, besondere Laufstrukturen, Profiltiefe, Uferverbau	Krümmung (Amplitude und Schwingungslänge)	2	weitgehend naturgemäße Krümmung (> 80%)		nicht möglich				
				4	deutliche, jedoch anthropogen geprägte Krümmung (30 - 50 %)						
				6	geringe Krümmung, weitgehend begradigt, (<10%)						
			Beweglichkeit (Krümmungserosion, Migration)	2	weitgehend naturgemäße Beweglichkeit		nicht möglich				
				4	verminderte Beweglichkeit durch intensive Uferverbauung oder Holzbau (ingenieurbiologischer Uferverbau, Flechtwerke,sparsame Steinschüttung)						
				6	keine Beweglichkeit infolge schwerer Ufersicherung (Böschungsfußsicherung)						
	Längsprofil	Querbauwerke, Verrohrungen, Rückstau, Querbänke, Strömungsdiversität, Tiefenvarianz, Durchlässe	natürliche Längsprofil-elemente	2	weitgehend naturgemäße Furten- und Bankabfolge (> 80%)						
				4	mehrfache natürliche Furten und Bankbildung (30-50%), häufige Ansätze	B_2	teilweise möglich				
				6	sehr seltene natürlichen Furten bzw. Bänke (<10%), kaum Ansätze						
			anthropogene Wanderungs-hindernisse	Malus 1	Verrohrung (5-20 m) mit Sedimentauflage, Abstrurz (0,3-1 m), Gleite ohne Sedimentauflage	B_1	direkt möglich		Verbesserung um den durch die Maßnahme aufgehobenen Malusbtzg		
				Malus 2	Verrohrung (5-20 m) ohne Sedimentauflage, Verrohrung (>20 m) mit Sedimentauflage, Rampe ohne Sedimentauflage, Absturz (>1 m)				Verbesserung um den durch die Maßnahme aufgehobenen Malusbtzg		
				Malus 3	Verrohrung (>20 m) ohne Sedimentauflage				Verbesserung um den durch die Maßnahme aufgehobenen Malusbtzg		
	Sohlstruktur	Sohlensubstrat; Sohlenverbau, Substratersatz; besondere Sohlenstrukturen, besondere Belastungen (Sohle)	Formelemente und Choriotope (Art und Verteilung der Substrate)	2	weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse (> 80%)						
				4	deutlich naturraumtypische Substratverhältnisse (30-40%), mehrfach künstliche oder naturraumfremde Substrate	B_2	teilweise möglich				
				6	kaum naturraumtypischen Substratverhältnisse (<10%), vollständige künstliche oder naturraumfremde Substrate sehr häufig						
			Verbau und künstliche Substrate	2	vereinzelter bzw. punktueller Verbau mit naturnahen Methoden (<20%)						
				4	mehrfach Sohlenverbau (30-50%) offenporig, z.B. Steinsticken oder Steinsatz		nicht möglich				
				6	weitgehender Sohlenverbau (>80%), offenporig z.B. Steinsticken oder Steinsatz, Rasenkammersteine						
Ufer	Querprofil	Profiltyp, Profiltiefe, Breitenerosion, Breitenvarianz, Durchlässe, Verrohrung	Profilform	2	unregelmäßig, annähernd naturraumtypische Profilform		nicht möglich				
				4	vergleichmäßigte Profilform, variierendes Erosionsprofil						
				6	technisches, festgelegtes Trapez-/Regelprofil						
			mittlere Profiltiefe	2	leicht erhöhte Profiltiefe		nicht möglich				
				4	erhebliche Profiltiefe						
				6	sehr starke Profiltiefe						
			Breiten-entwicklung	2	annähernd naturgemäße Breitenvarianz		nicht möglich				
				4	erheblich verminderte Breitenvarianz						
				6	sehr geringe Breitenvarianz						
	Uferstruktur	Uferbewuchs, Uferverbau, besondere Uferstrukturen, besondere Belastungen (Ufer)	naturraum-typischer Uferbewuchs	2	weitgehend naturraumtypischer Ufergehölzsaum und gewässertypische nicht holzige Ufervegetation (80%)		nicht möglich				
				4	deutlich naturraumtypischer Ufergehölzsaum und deutlich gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (30-50%)						
				6	seten naturraumtypische Ufergehölze und selten gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (<10%)						
			naturraumtypische Ausprägung	2	weitgehend naturraumtypische Ausprägung (>80%)		nicht möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Ausprägung (30-50%)						
				6	geringe naturraumtypische Ausprägung (<10%)						
			Uferausbau bzw - verbau	2	kein Ausbau/Verbau allenfalls punktuell		nicht möglich				
				4	überwiegend naturnaher Ausbau (50-80%) oder deutlich rein technischer Verbau (30-50%)						
				6	weitgehend technischer Verbau (>80%), offenporig, z.B. Steinsticken oder -satz, Rasenkammerstein, unverfugtes Mauerwerk						
Land	Gewässerumfeld	Flächennutzung, Gewässerrandstreifen, schädliche Umfeldstrukturen, besondere Umfeldstrukturen	Vorland (Ausprägung und Nutzung)	2	weitgehend naturnahe Ausprägung, nur gewässerverträgliche Nutzung		nicht möglich				
				4	deutlich naturnahe Ausprägung mit verbreitet gewässerunverträglicher Nutzung						
				6	weitgehend naturfremde Ausprägung, vorherrschend gewässerunverträgliche Nutzung						
			Gewässer-randstreifen (ohne Nutzung)	2	gering lückiger oder streckenweise zu schmaler Gewässerrandstreifen		nicht möglich				
				4	lückiger oder häufig zu schmaler Gewässerrandstreifen (30-50%)						
				6	weitgehend fehlender Uferstreifen (<10%), Saumstreifen fragmentansch ausgebildet						

Wirksamkeitsabschätzung für die veranschlagten Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte auf Basis der ausgewählten Szenarien

Ein Szenario beschreibt ein Fließgewässer (-abschnitt) mit typischen Strukturdefiziten (informationen der kartierten Gewässerstrukturgüte - LAWA-Verfahren) sowie den Problembereichen und Randbedingungen eines solchen typisierten Gewässers (-abschnittes). Dem Szenario entsprechend werden Maßnahmen, bzw. mehrere Maßnahmen gekoppelt zu einem Maßnahmenbündel zur Strukturgüteverbesserung ausgewählt. Die Grundsätze der Gewässerrenaturierung bilden die Grundlage der Maßnahmenauswahl.

Langfristiges Entwicklungsziel der "Gewässerrenaturierung" ist eine ökologisch gute Gewässerstrukturgüte, entsprechend dem LAWA-Bewertungsverfahren die Strukturgüteklassen 2 oder ggf. besser.

Bewertungsskala
LAWA-Gewässerstrukturgüteklassen

Klasse	Grad der Beeinträchtigung
1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Zeitliche Skalierung des Zielerfüllungsparameters:

direkt möglich = Ziel ungefähr im Zeitraum eines Jahres erreichbar
kurzfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 1 - 15 Jahren erreichbar
mittelfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 15 - 30 Jahren erreichbar
langfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 30 - 60 Jahren erreichbar
möglich = Zuordnung eines Zeitparameters zur Zielerfüllung nicht möglich
teilweise möglich = Ziel nicht komplett erreichbar, unabhängig vom Zeitparameter
nicht möglich = Ziel unabhängig von einem Zeitparameter nicht erreichbar

Gewässer (-abschnitte) mit anthropogen veränderten Abflussverhältnissen

Unabhängig vom Gewässertyp

Szenario 7

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle: mäßig verändert (3) - deutlich verändert (4)
Ufer: mäßig verändert (3) - deutlich verändert (4)
Land: gering verändert (2) - stark verändert (5)

Problembereiche und Randbedingungen:

Die Ufer- und Sohlbereiche des Gewässerlaufes sind weitgehend naturraumtypisch bewertet. **Unnatürliche Abflussverhältnisse** sind als Hinderungsgrund für eine weitergehende naturnahe Entwicklung identifiziert worden.

Maßnahmenbündel:

Schaffen natürlicher hydraulischer Abflussverhältnisse (H)

Bereich	Hauptparameter	Einzelparameter	Funktionale Einheiten	Klasse	Nominale Skalierung der LAWA-Strukturgüteklassifizierung auf der Ebene der funktionalen Einheiten	Maßnahme	Zielerfüllung	IST - Zustand	prognostizierte Bewertung über den Entwicklungszeitraum: kurzfristig 1 - 15 Jahre	mittelfristig 15 - 30 Jahre	langfristig 30 - 60 Jahre
Sohle	Laufentwicklung	Laufkrümmung, Krümmungserosion, Längsbänke, besondere Laufstrukturen, Profiltiefe, Uferverbau	Krümmung (Amplitude und Schwingungslänge)	2	weitgehend naturgemäße Krümmung (> 80%)						
				4	deutliche, jedoch anthropogen geprägte Krümmung (30 - 50 %)						
				6	geringe Krümmung, weitgehend begradigt, (<10%)						
			Beweglichkeit (Krümmungserosion, Migration)	2	weitgehend naturgemäße Beweglichkeit						
				4	verminderte Beweglichkeit durch intensive Uferverbauung oder Holzbau (ingenieurbiologischer Uferverbau, Flechtwerke,sparsame Steinschüttung)	H	möglich				
				6	keine Beweglichkeit infolge schwerer Ufersicherung (Böschungsfußsicherung)						
	Längsprofil	Querbauwerke, Verrohrungen, Rückstau, Querbänke, Strömungsdiversität, Tiefenvarianz, Durchlässe	natürliche Längsprofil-elemente	2	weitgehend naturgemäße Furten- und Bankabfolge (> 80%)						
				4	mehrfache natürliche Furten und Bankbildung (30-50%), häufige Ansätze	H	möglich				
				6	sehr seltene natürlichen Furten bzw. Bänke (<10%), kaum Ansätze						
			anthropogene Wanderungs-hindernisse	Malus 1	Verrohrung (5-20 m) mit Sedimentauflage, Abstrurz (0,3-1 m), Gleite ohne Sedimentauflage						
				Malus 2	Verrohrung (5-20 m) ohne Sedimentauflage, Verrohrung (>20 m) mit Sedimentauflage, Rampe ohne Sedimentauflage, Abstrurz (>1 m)						
				Malus 3	Verrohrung (>20 m) ohne Sedimentauflage						
	Sohlstruktur	Sohlsubstrat, Sohlenreifau, Substratdrift, besondere Sohlstrukturen, besondere Belastungen (Sohle)	Formelemente und Chenotope (Art und Verteilung der Substrate)	2	weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse (> 80%)						
				4	deutlich naturraumtypische Substratverhältnisse (30-40%), mehrfach künstliche oder naturraumfremde Substrate	H	möglich				
				6	kaum naturraumtypischen Substratverhältnisse (<10%), vollständige künstliche oder naturraumfremde Substrate sehr häufig						
			Verbau und künstliche Substrate	2	vereinzelar bzw. punktueller Verbau mit naturnahen Mathoden (<20%)						
				4	mehrfach Sohlenverbau (30-50%) offenporig, z.B. Steinstickung oder Steinsatz						
				6	weitgehender Sohlenverbau (>80%), offenpong z.B. Steinstickung oder Steinsatz, Rasenkammersteine						
Ufer	Querprofil	Profiltyp, Profiltiefe, Breitenerosion, Breitenvarianz, Durchlässe, Vertrohrung	Profilform	2	unregelmäßig, annähernd naturraumtypische Profilform						
				4	vergleichmäßigte Profilform, variierendes Erosionsprofil	H	möglich				
				6	technisches, festgelegtes Trapez-/Regelprofil						
			mittlere Profiltiefe	2	leicht erhöhte Profiltiefe						
				4	erhebliche Profiltiefe	H	langfristig möglich				
				6	sehr starke Profiltiefe						
			Breiten-entwicklung	2	annähernd naturgemäße Breitenvarianz						
				4	erheblich verminderte Breitenvarianz	H	möglich				
				6	sehr geringe Breitenvarianz						
	Uferstruktur	Uferbewuchs, Uferverbau, besondere Uferstrukturen, besondere Belastungen (Ufer)	naturraum-typischer Uferbewuchs	2	weitgehend naturraumtypischer Ufergehölzsaum und gewässertypische nicht holzige Ufervegetation (80%)						
				4	deutlich naturraumtypischer Ufergehölzsaum und deutlich gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (30-50%)						
				6	selten naturraumtypische Ufergehölze und selten gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (<10%)						
			naturraumtypische Ausprägung	2	weitgehend naturraumtypische Ausprägung (>80%)						
				4	deutlich naturraumtypische Ausprägung (30-50%)	H	möglich				
				6	geringe naturraumtypische Ausprägung (<10%)						
			Uferausbau bzw -verbau	2	kein Ausbau/Verbau allenfalls punktuell						
				4	überwiegend naturnaher Ausbau (50-80%) oder deutlich rein technischer Verbau (30-50%)						
				6	weitgehend technischer Verbau (>80%), offenporig, z.B. Steinstickung oder -satz, Rasenkammerstein, unverfugtes Mauerwerk						
Land	Gewässerumfeld	Flächennutzung, Gewässerrandstreifen, schädliche Umfeldstrukturen, besondere Umfeldstrukturen	Vorland (Ausprägung und Nutzung)	2	weitgehend naturnahe Ausprägung, nur gewässerverträgliche Nutzung						
				4	deutlich naturnahe Ausprägung mit verbreitet gewässerunverträglicher Nutzung						
				6	weitgehend naturfremde Ausprägung, vorherrschend gewässerunverträgliche Nutzung						
			Gewässer-randstreifen (ohne Nutzung)	2	gering lückiger oder streckenweise zu schmaler Gewässerrandstreifen						
				4	lückiger oder häufig zu schmaler Gewässerrandstreifen (30-50%)						
				6	weitgehend fehlender Uferstreifen (<10%), Saumstreifen fragmentansch ausgebildet						

Wirksamkeitsabschätzung für die veranschlagten Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte auf Basis der ausgewählten Szenarien

Ein Szenario beschreibt ein Fließgewässer (-abschnitt) mit typischen Strukturdefiziten (informationen der kartierten Gewässerstrukturgüte - LAWA-Verfahren) sowie den Problembereichen und Randbedingungen eines solchen typisierten Gewässers (-abschnittes). Dem Szenario entsprechend werden Maßnahmen, bzw. mehrere Maßnahmen gekoppelt zu einem Maßnahmenbündel zur Strukturgüteverbesserung ausgewählt. Die Grundsätze der Gewässerrenaturierung bilden die Grundlage der Maßnahmenauswahl.

Langfristiges Entwicklungsziel der "Gewässerrenaturierung" ist eine ökologisch gute Gewässerstrukturgüte, entsprechend dem LAWA-Bewertungsverfahren die Strukturgüteklassen 2 oder ggf. besser.

Bewertungsskala
LAWA-Gewässerstrukturgüteklassen

Klasse	Grad der Beeinträchtigung
1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Zeitliche Skalierung des Zielerfüllungsparameters:

direkt möglich = Ziel ungefähr im Zeitraum eines Jahres erreichbar
kurzfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 1 - 15 Jahren erreichbar
mittelfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 15 - 30 Jahren erreichbar
langfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 30 - 60 Jahren erreichbar
möglich = Zuordnung eines Zeitparameters zur Zielerfüllung nicht möglich
teilweise möglich = Ziel nicht komplett erreichbar, unabhängig vom Zeitparameter
nicht möglich = Ziel unabhängig von einem Zeitparameter nicht erreichbar

Szenario 8

"Eingedeichte" Fließgewässer

Unabhängig vom Gewässertyp

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle: mäßig verändert (3)
Ufer: mäßig verändert (3) - deutlich verändert (4)
Land: mäßig verändert (3) - sehr stark verändert (6)

Problembereiche und Randbedingungen:

Die Ufer- und Sohlbereiche des Gewässerlaufes sind im Rahmen der **Restriktionen des Hochwasserschutzes** in einem natürlichen Zustand. Die Hochwasserdämme reichen bis unmittelbar an den Uferbereich des Gewässers. Unnatürliche hydraulische Gewässerbelastungen im Hochwasserfall verhindern 100% naturraumtypische Sohlstrukturen. Das Gewässerumfeld ist von der Dynamik des Gewässerlaufes abgetrennt. Nutzung und Ausprägung sind anthropogen Flächen für eine Gewässer- bzw. Auseentwicklung sind im Einzugsgebiet vorhanden.

Maßnahmenbündel:

Veränderung der Hochwasserschutzkonzeption (I)

Bereich	Hauptparameter	Einzelparameter	Funktionale Einheiten	Klasse	Nominale Skalierung der LAWA-Strukturgüteklassifizierung auf der Ebene der funktionalen Einheiten	Maßnahme	Zielerfüllung	IST - Zustand	prognostizierte Bewertung über den Entwicklungszeitraum: kurzfristig 1 - 15 Jahre	mittelfristig 15 - 30 Jahre	langfristig 30 - 60 Jahre
Sohle	Laufentwicklung	Laufkrümmung, Kolkmorosion, Längsbänke, besondere Laufstrukturen, Profilteile, Uferanbau	Krümmung (Amplitude und Schwingungslänge)	2	weitgehend naturgemäße Krümmung (> 80%)	I	möglich				
				4	deutliche, jedoch anthropogen geprägte Krümmung (30 - 60 %)						
				6	geringe Krümmung, weitgehend begradigt, (<10%)						
			Beweglichkeit (Krümmungserosion, Migration)	2	weitgehend naturgemäße Beweglichkeit	I	möglich				
				4	verminderte Beweglichkeit durch intensive Uferverbauung oder Holzbau (ingenieurbiologischer Uferverbau, Flechtwerke,sparsame Steinschüttung)						
				6	keine Beweglichkeit infolge schwerer Ufersicherung (Böschungsfußsicherung)						
	Längsprofil	Quelbalzwelle, Verrohrungen, Rückstau, Querbänke, Störungsfreiheit, Tiefenvarianz, Durchlässe	natürliche Längsprofil-elemente	2	weitgehend naturgemäße Furten- und Bankabfolge (> 80%)	I	möglich				
				4	mehrfache natürliche Furten und Bankbildung (30-50%), häufige Ansätze						
				6	sehr seltene natürlichen Furten bzw. Bänke (<10%), kaum Ansätze						
			anthropogene Wanderungs-hindernisse	Malus 1	Verrohrung (5-20 m) mit Sedimentauflage, Abstrurz (0,3-1 m), Gleite ohne Sedimentauflage						
				Malus 2	Verrohrung (5-20 m) ohne Sedimentauflage, Verrohrung (>20 m) mit Sedimentauflage, Rampe ohne Sedimentauflage, Abstrurz (>1 m)						
				Malus 3	Verrohrung (>20 m) ohne Sedimentauflage						
	Sohlstruktur	Sohlensubstrat, Sohlenverbau, Substratdiversität, besondere Sohlstrukturen, besondere Belastungen (Sohle)	Formelemnte und Chonotope (Art und Verteilung der Substrate)	2	weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse (> 80%)	I	möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Substratverhältnisse (30-40%), mehrfach künstliche oder naturraumfremde Substrate						
				6	kaum naturraumtypischen Substratverhältnisse (<10%), vollständige künstliche oder naturraumfremde Substrate sehr häufig						
			Verbau und künstliche Substrate	2	vereinzelar bzw. punktueller Verbau mit naturnahen Methoden (<20%)						
				4	mehrfach Sohlenverbau (30-50%) offenporig, z.B. Steinstickung oder Steinsatz						
				6	weitgehender Sohlenverbau (>80%), offenporig z.B. Steinstickung oder Steinsatz, Rasenkammersteine						
Ufer	Querprofil	Profiltyp, Profiltiefe, Breitenerosion, Breitenvarianz, Durchlässe, Verrohrung	Profilform	2	unregelmäßig, annähernd naturraumtypische Profilform	I	möglich				
				4	vergleichmäßigte Profilform, variierendes Erosionsprofil						
				6	technisches, festgelegtes Trapez-/Regelprofil						
			mittlere Profiltiefe	2	leicht erhöhte Profiltiefe						
				4	erhebliche Profiltiefe						
				6	sehr starke Profiltiefe						
			Breiten-entwicklung	2	annähernd naturgemäße Breitenvarianz						
				4	erheblich verminderte Breitenvarianz						
				6	sehr geringe Breitenvarianz						
	Ufergehölz	Uferbewuchs, Uferverbau, besondere Ufersstrukturen, besondere Belastungen (Ufer)	naturraum-typischer Uferbewuchs	2	weitgehend naturraumtypischer Ufergehölzsaum und gewassertypische nicht holzige Ufervegetation (80%)	I	möglich				
				4	deutlich naturraumtypischer Ufergehölzsaum und deutlich gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (30-50%)						
				6	selten naturraumtypische Ufergehölze und selten gewassertypische, nicht holzige Ufervegetation (<10%)						
			naturraumtypische Ausprägung	2	weitgehend naturraumtypische Ausprägung (>80%)	I	möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Ausprägung (30-50%)						
				6	geringe naturraumtypische Ausprägung (<10%)						
			Uferausbau bzw.-verbau	2	kein Ausbau/Verbau allenfalls punktuell						
				4	überwegend naturnaher Ausbau (50-80%) oder deutlich rein technischer Verbau (30-50%)						
				6	weitgehend technischer Verbau (>80%), offenpong, z.B. Steinstickung oder -satz, Rasenkammerstein, unverfugtes Mauerwerk						
Land	Gewässerumfeld	Flächennutzung, Gewässerrandstreifen, schadliche Umfeldstrukturen, besondere Umfeldstrukturen	Verband (Ausprägung und Nutzung)	2	weitgehend naturnahe Ausprägung, nur gewässerverträgliche Nutzung	I	direkt möglich				
				4	deutlich naturnahe Ausprägung mit verbreitet gewässerunverträglicher Nutzung						
				6	weitgehend naturfremde Ausprägung, vorherrschend gewässerunverträgliche Nutzung						
			Gewässer-randstreifen (ohne Nutzung)	2	gering lückiger oder streckenweise zu schmaler Gewässerrandstreifen	I	direkt möglich				
				4	lückiger oder häufig zu schmaler Gewässerrandstreifen (30-50%)						
				6	weitgehend fehlender Uferstreifen (<10%), Saumstreifen fragmentarisch ausgebildet						

Wirksamkeitsabschätzung für die veranschlagten Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte auf Basis der ausgewählten Szenarien

Ein Szenario beschreibt ein Fließgewässer (-abschnitt) mit typischen Strukturdefiziten (Informationen der kartierten Gewässerstrukturgüte - LAWA-Verfahren) sowie den Problembereichen und Randbedingungen eines solchen typisierten Gewässers (-abschnittes). Dem Szenario entsprechend werden Maßnahmen, bzw. mehrere Maßnahmen gekoppelt zu einem Maßnahmenbündel zur Strukturgüteverbesserung ausgewählt. Die Grundsätze der Gewässerrenaturierung bilden die Grundlage der Maßnahmenauswahl.

Langfristiges Entwicklungsziel der "Gewässerrenaturierung" ist eine ökologisch gute Gewässerstrukturgüte, entsprechend dem LAWA-Bewertungsverfahren die Strukturgüteklassen 2 oder ggf. besser.

Gewässer (-abschnitte) in Einzugsgebieten die intensiver Nutzung unterliegen

Unabhängig vom Gewässertyp

Szenario 9

Kartierte Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren):

Sohle: gering verändert (2) - mäßig verändert (3)
Ufer: gering verändert (2) - mäßig verändert (3)
Land: deutlich verändert (4) - stark verändert (5)

Problembereiche und Randbedingungen:

Die Ufer- und Sohlbereiche der Gewässer im Einzuggebiet sind weitgehend naturraumtypisch bewertet. Direkt wirkende Schadparameter (z.B. Sohl- und Uferverbau, Wanderhindernisse, usw.) sind soweit möglich aufgehoben.
Unnatürliche Ausprägung und Nutzung des Vorlandes belasten die Gewässer nachhaltig und be- bzw. verhindern eine Entwicklungstendenzen hin einer 100% naturraumtypische Strukturparameterausstattung.

Maßnahmenbündel:

Gewässerverträgliche Bodennutzung im Einzugsgebiet (J)

Bewertungsskala
LAWA-Gewässerstrukturgüteklassen

Klasse	Grad der Beeinträchtigung
1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Zeitliche Skalierung des Zielerfüllungsparameters:

direkt möglich = Ziel ungefähr im Zeitraum eines Jahres erreichbar
kurzfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 1 - 15 Jahren erreichbar
mittelfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 15 - 30 Jahren erreichbar
langfristig möglich = Ziel im Zeitraum von ungefähr 30 - 60 Jahren erreichbar
möglich = Zuordnung eines Zeitparameters zur Zielerfüllung nicht möglich
teilweise möglich = Ziel nicht komplett erreichbar, unabhängig vom Zeitparameter
nicht möglich = Ziel unabhängig von einem Zeitparameter nicht erreichbar

Bereich	Hauptparameter	Einzelparameter	Funktionale Einheiten	Klasse	Nominale Skalierung der LAWA Strukturgüteklassifizierung auf der Ebene der funktionalen Einheiten	Maß-nahme	Zielerfüllung	IST - Zustand	prognostizierte Bewertung über den Entwicklungszeitraum: kurzfristig 1 - 15 Jahre	mittelfristig 15 - 30 Jahre	langfristig 30 - 60 Jahre
Sohle	Laufentwicklung	Laufkrümmung, Krümmungserosion, Längsbarre, besondere Laufstrukturen, Profiltiefe, Uferverbau	Krümmung (Amplitude und Schwingungslänge)	2	weitgehend naturgemäße Krümmung (> 80%)						
				4	deutliche, jedoch anthropogen geprägte Krümmung (30 - 50 %)						
				6	geringe Krümmung, weitgehend begradigt, (<10%)						
			Beweglichkeit (Krümmungserosion, Migration)	2	weitgehend naturgemäße Beweglichkeit						
				4	verminderte Beweglichkeit durch intensive Uferverbauung oder Holzbau (ingenieurbiologischer Uferverbau, Flechtwerke,sparsame Steinschüttung)						
				6	keine Beweglichkeit infolge schwerer Ufersicherung (Böschungsfußsicherung)						
	Längsprofil	Querbauwerke, Verrohrungen, Rückstau, Querbänke, Strömungsdiversität, Tiefenvarianz, Durchlässe	natürliche Längsprofil-elemente	2	weitgehend naturgemäße Furten- und Bankabfolge (> 80%)						
				4	mehrfache natürliche Furten und Bankbildung (30-50%), häufige Ansätze						
				6	sehr seltene natürlichen Furten bzw. Bänke (<10%), kaum Ansätze						
			anthropogene Wanderungs-hindernisse	Malus 1	Verrohrung (5-20 m) mit Sedimentauflage, Abstrurz (0,3-1 m), Gleite ohne Sedimentauflage						
				Malus 2	Verrohrung (5-20 m) ohne Sedimentauflage, Verrohrung (>20 m) mit Sedimentauflage, Rampe ohne Sedimentauflage, Abstrurz (>1 m)						
				Malus 3	Verrohrung (>20 m) ohne Sedimentauflage						
	Sohlstruktur	Sohlensubstrat, Sohlenverbau, Substratdiversität, besondere Belastungen Sohlstrukturen, (Sohle)	Formelemente und Choriotope (Art und Verteilung der Substrate)	2	weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse (> 80%)	J	möglich				
				4	deutlich naturraumtypische Substratverhältnisse (30-40%), mehrfach künstliche oder naturraumfremde Substrate						
				6	kaum naturraumtypischen Substratverhältnisse (<10%), vollständige künstliche oder naturraumfremde Substrate sehr häufig						
			Verbau und künstliche Substrate	2	vereinzelter bzw. punktueller Verbau mit naturnahen Methoden (<20%)						
				4	mehrfach Sohlenverbau (30-50%) offenporig, z.B. Steinsticking oder Steinsatz						
				6	weitgehender Sohlenverbau (>80%), offenporig z.B. Steinsticking oder Steinsatz, Rasenkammersteine						
Ufer	Querprofil	Profiltyp, Profiltiefe, Breitenerosion, Breitenvarianz, Durchlässe, Verrohrung	Profilform	2	unregelmäßig, annähernd naturraumtypische Profilform						
				4	vergleichmäßigte Profilform, vertiefendes Erosionsprofil						
				6	technisches, festgelgtes Trapez-/Regelprofil						
			mittlere Profiltiefe	2	leicht erhöhte Profiltiefe						
				4	erhebliche Profiltiefe	J	möglich				
				6	sehr starke Profiltiefe						
			Breiten-entwicklung	2	annähernd naturgemäße Breitenvarianz						
				4	erheblich verminderte Breitenvarianz						
				6	sehr geringe Breitenvarianz						
	Ufer-struktur	Uferbewuchs, Uferverbau, besondere Uferstrukturen, besondere Belastungen (Ufer)	naturraum-typischer Uferbewuchs	2	weitgehend naturraumtypischer Ufergehölzsaum und gewässertypische nicht holzige Ufervegetation (80%)						
				4	deutlich naturraumtypischer Ufergehölzsaum und deutlich gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (30-50%)						
				6	selten naturraumtypische Ufergehölze und selten gewässertypische, nicht holzige Ufervegetation (<10%)						
			naturraumtypische Ausprägung	2	weitgehend naturraumtypische Ausprägung (>80%)						
				4	deutlich naturraumtypische Ausprägung (30-50%)	J	möglich				
				6	geringe naturraumtypische Ausprägung (<10%)						
			Ufersausbau bzw -verbau	2	kein Ausbau/Verbau allenfalls punktuell						
				4	überwiegend naturnaher Ausbau (50-80%) oder deutlich rein technischer Verbau (30-50%)						
				6	weitgehend technischer Verbau (>80%), offenporig, z.B. Steinsticking oder -satz, Rasenkammerstein, unverfugtes Mauerwerk						
Land	Gewässerumfeld	Flächennutzung, Gewässerrandstreifen, schädliche Umfeldstrukturen, besondere Umfeldstrukturen	Vorland (Ausprägung und Nutzung)	2	weitgehend naturnahe Ausprägung, nur gewässerverträgliche Nutzung						
				4	deutlich naturnahe Ausprägung mit verbreitet gewässerunverträglicher Nutzung	J	direkt möglich				
				6	weitgehend naturfremde Ausprägung, vorherrschend gewässerunverträgliche Nutzung						
			Gewässer-randstreifen (ohne Nutzung)	2	gering lückiger oder streckenweise zu schmaler Gewässerrandstreifen						
				4	lückiger oder häufig zu schmaler Gewässerrandstreifen (30-50%)						
				6	weitgehend fehlender Uferstreifen (<10%), Saumstreifen fragmentansch ausgebildet						

4.3 Darstellung der Ergebnisse der Wirksamkeitsanalyse

Der prognostizierte, zeitliche Verlauf der Strukturgütebewertung (LAWA-Verfahren) wird für die einzelnen Szenarien in einem Diagramm auf Basis der Hauptparameterentwicklung dargestellt. Die prognostizierte Entwicklung der Hauptparameter wird ohne Mittelwertbildung unter Berücksichtigung der vollen Bewertungsbandbreite dargestellt. Die Darstellung der Gesamtbewertung erfolgt arithmetisch gemittelt und unter Berücksichtigung der LAWA-Definitionen (Parametergewichtung und Zuordnung der Güteklassen zu Indexspannen, vgl. Kapitel 2.3).

Abbildung 4.3-1: Prognostizierte Strukturgütebewertung des Szenario 1 im Verlauf des Entwicklungszeitraumes für die 6 Hauptparameter und die daraus errechnete Gesamtstrukturgüte

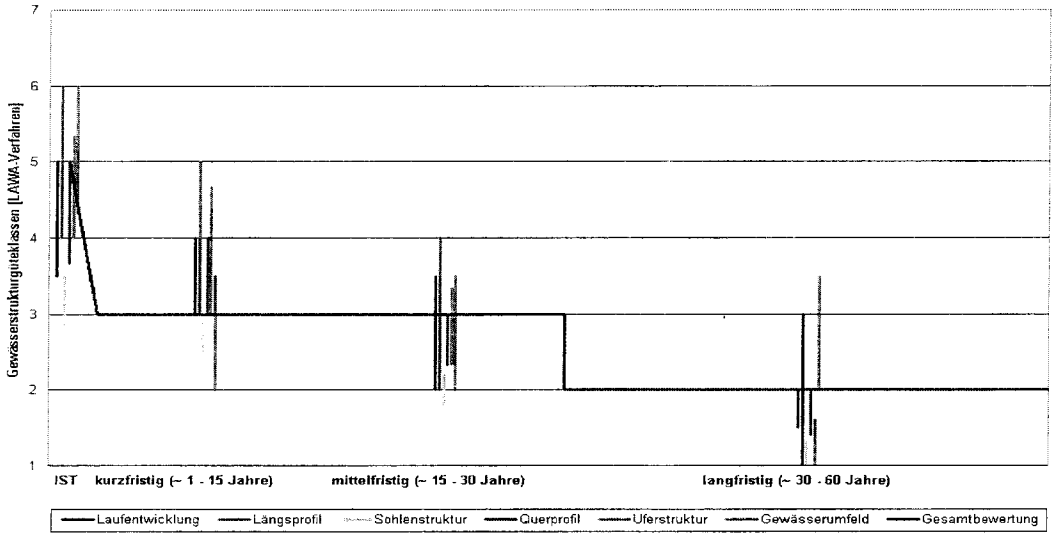
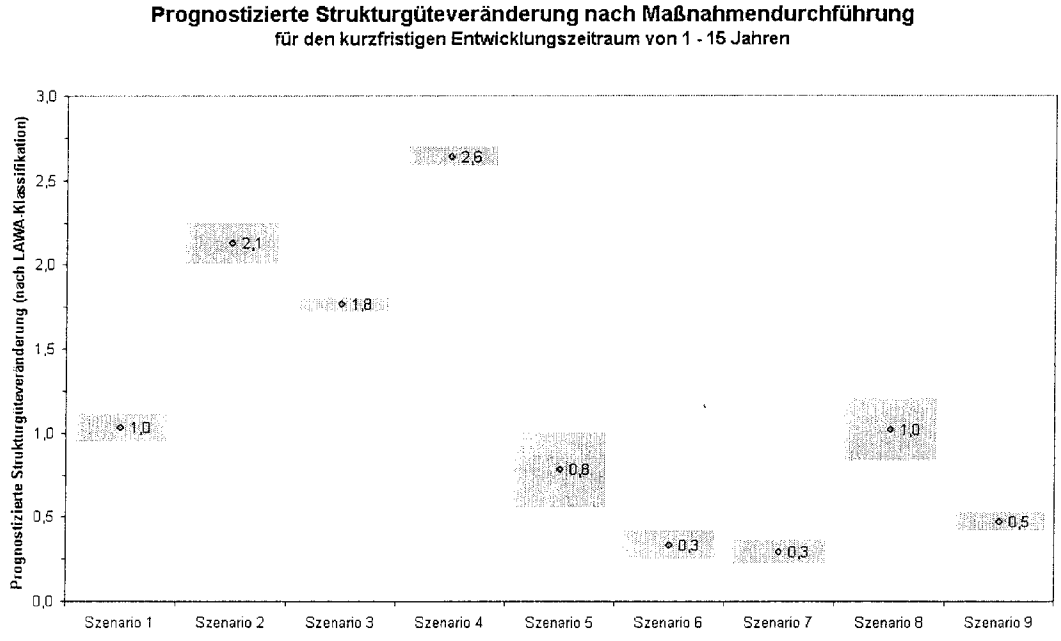


Abbildung 4.3-1 zeigt beispielhaft das Diagramm der prognostizierten Strukturgütebewertung des Szenario 1. Der Vergleich der Wirksamkeit aller Maßnahmenbündel, sprich Szenarien, erfolgt über eine dezimale Zusammenstellung der Veränderungen der Gesamtstrukturgüte ausgehend von Ist-Zustand. Abbildung4.3-2 zeigt die Prognose der Strukturgüteveränderungen der einzelnen Szenarien. Die grau unterlegten Balken verdeutlichen die abgeschätzte Wirkungsbandbreite der Maßnahmenbündel der Szenarien und der Zahlenwert stellt den errechneten Mittelwert dar.

Abbildung 4.3-2: Prognostizierte Bandbreite der Strukturgüteverbesserung (LAWA-Verfahren) nach Maßnahmendurchführung



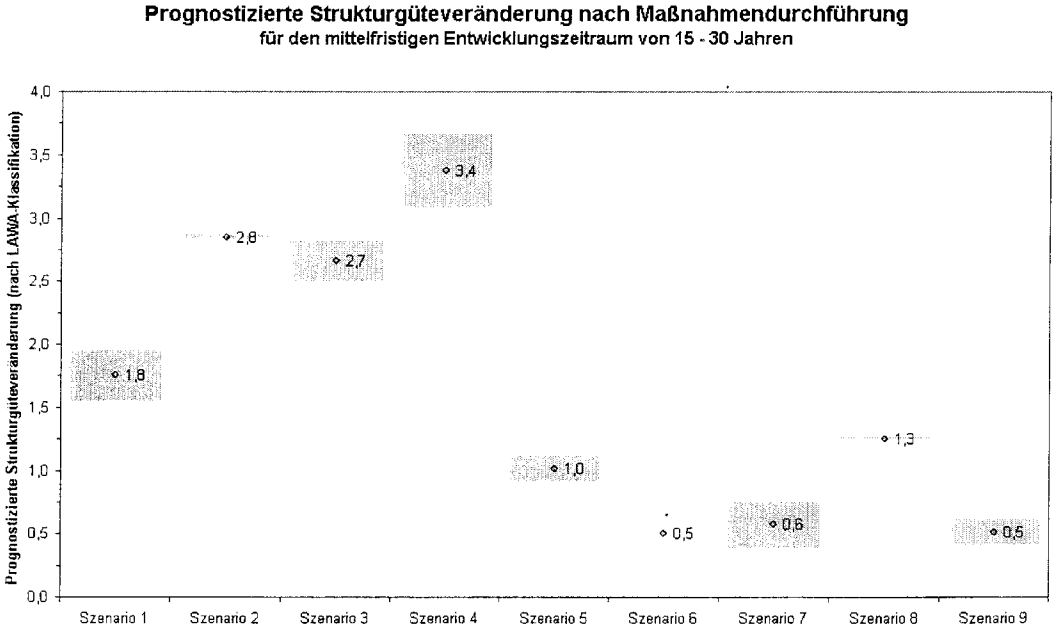


Abbildung 4.3-2 - Fortsetzung: Prognostizierte Bandbreite der Strukturgüteverbesserung (LAWA-Verfahren) nach Maßnahmendurchführung

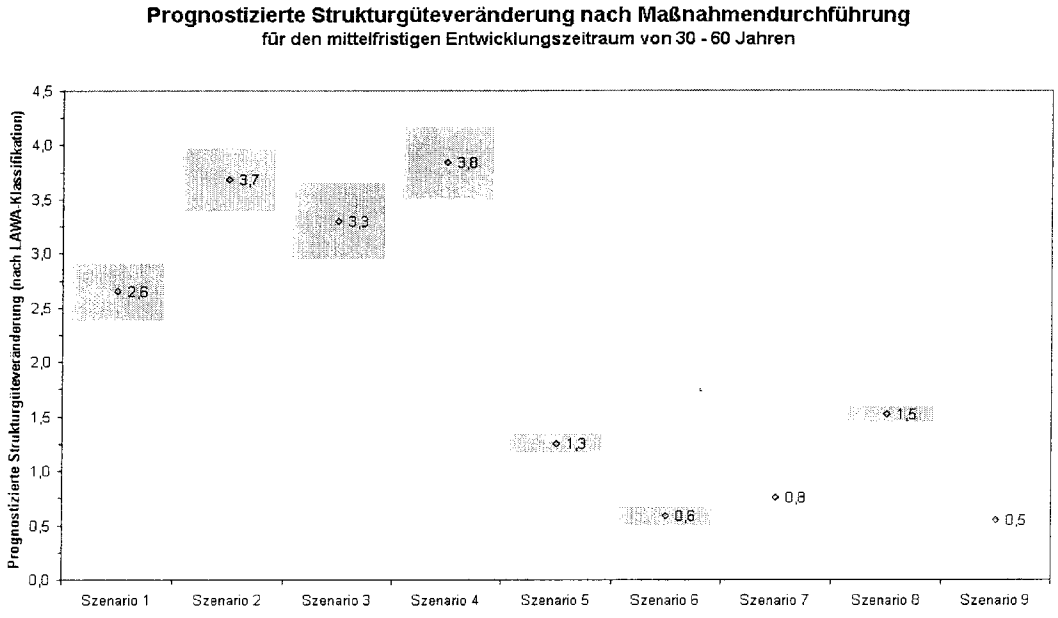


Abbildung 4.3-3 stellt eine Zusammenfassung der Ergebnisse auf Grundlage der Mittelwerte der Wirkungsprognose dar.

Abbildung 4.3-3: Vergleichende Darstellung der prognostizierten, mittleren Verbesserungen der Gesamtstrukturgüte aller Szenarien

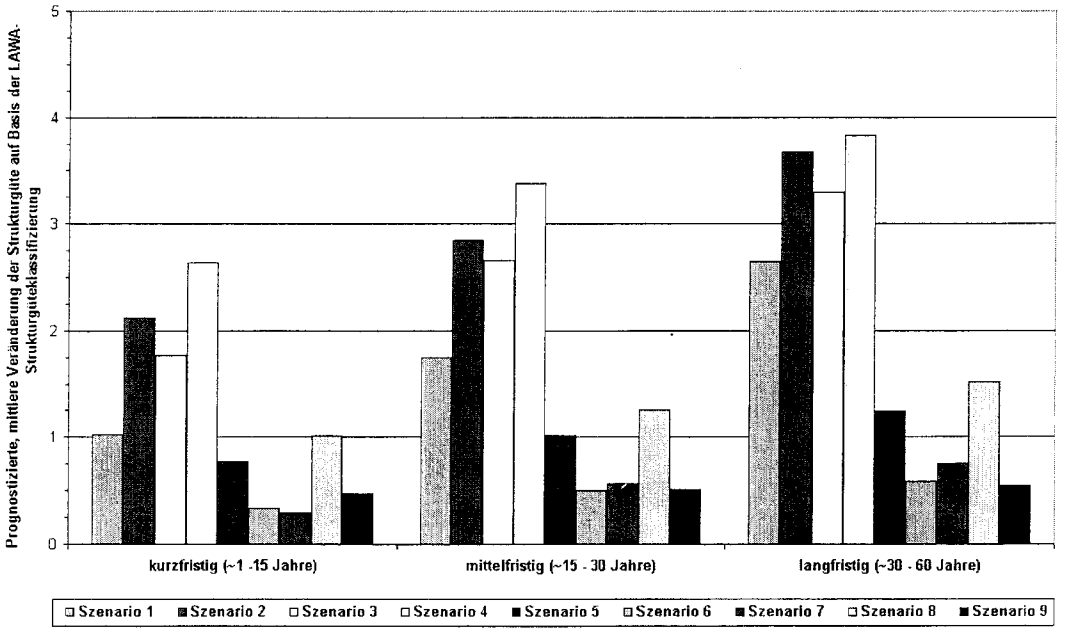
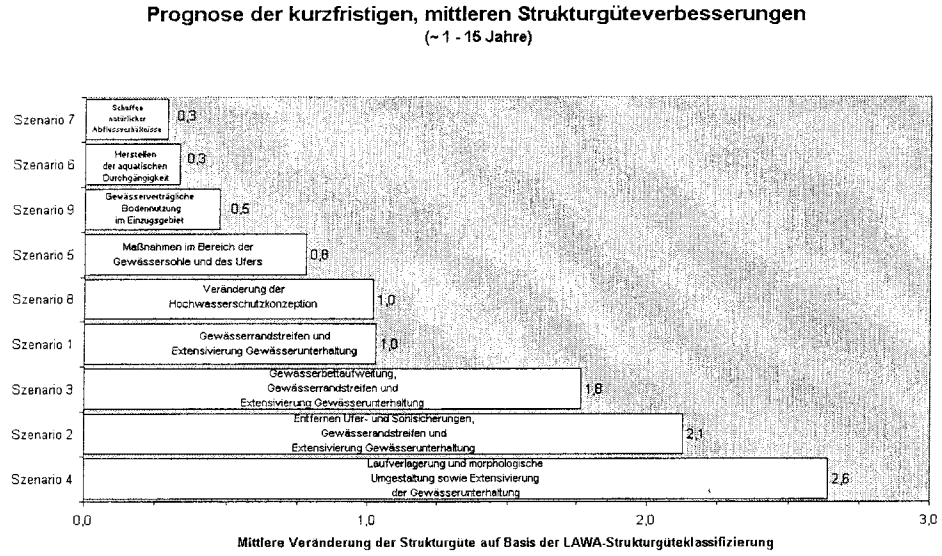
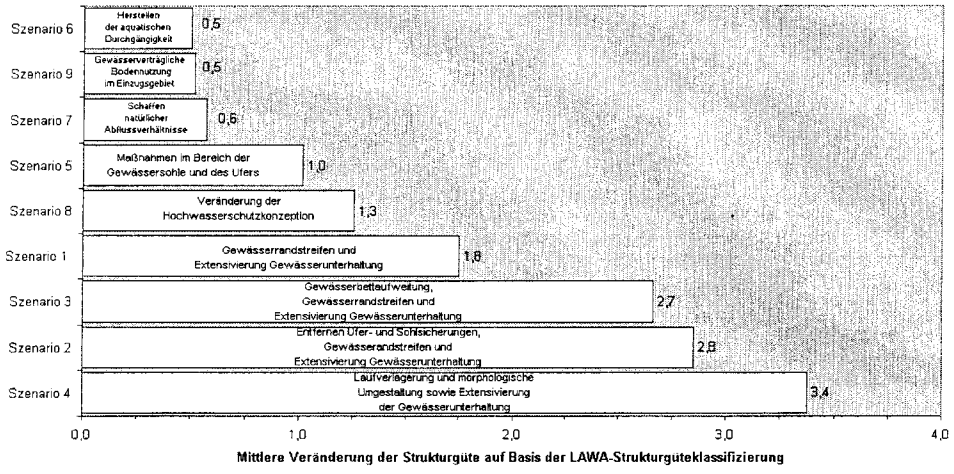
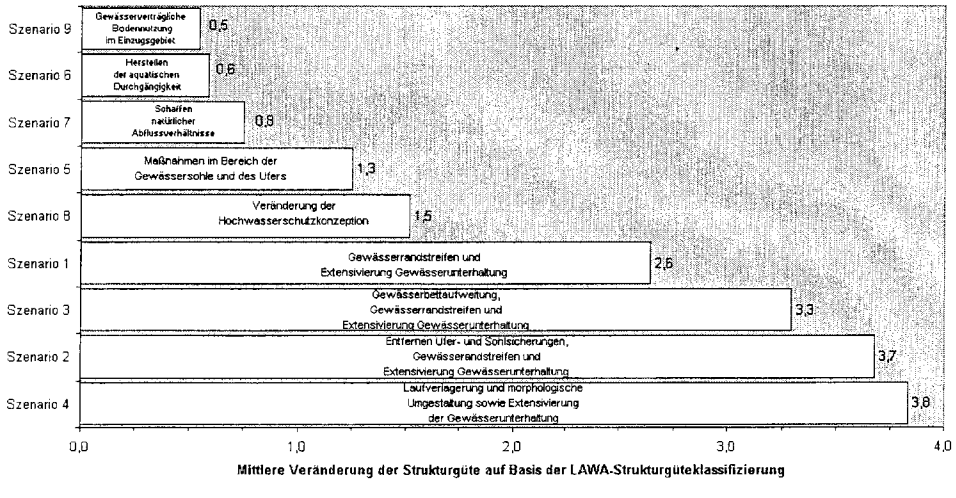


Abbildung 4.3-4: Darstellung der prognostizierten Verbesserungen der Gesamtstrukturgüte der Szenarien nach ihrer Wirkungsrangfolge sortiert







Die vergleichende, in den Verlauf des Entwicklungszeitrahmens (kurz-, mittel-, langfristig) untergliederte Darstellung der Maßnahmenwirkungen liefert Erkenntnisse, welche Maßnahmenbündel unter Vorbehalt des szenariengebundenen Ansatzes und in Bezug auf die Unterteilung des Entwicklungszeitraumes besonders wirksam sind. Bei der hier angestellten Beurteilung der Maßnahmenwirksamkeit spielt der Ausgangszustand der Strukturgütebewertung keine Rolle.

Die Festlegung einer Rangordnung der Maßnahmenwirkung für die einzelnen Entwicklungszeiträume (kurz-, mittel- und langfristig) ist möglich, vgl. Abbildung 4.3-4.

Die Rangfolge der szenarienbasierten Bewertung der Maßnahmenbündel unterscheidet sich im Vergleich der kurz-, mittel- und langfristigen Entwicklungszeiträume auf den ersten 6 Positionen nicht. Die größte Wirksamkeit hat das Maßnahmenbündel "Laufverlagerung und morphologische Umgestaltung..." (Szenario 4). Daran schließen sich die Maßnahmenbündel an, die eine eigendynamische Gewässerentwicklung beinhalten (Szenario 2, 3, und 1). Die Maßnahmenbündel dieser Szenarien haben ein eher langfristig ausgerichtetes Entwicklungspotenzial. Rang 5 und 6 halten das Maßnahmenbündel "Veränderung der Hochwasserschutzkonzeption" (Szenario 8) und "Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle und des Ufers" (Szenario 5) inne. Die letzten drei Ränge (7 bis 9) wechseln zwischen den Szenarien 7, 6 und 9. Die Tendenz der ansteigenden Maßnahmenwirksamkeit mit fortschreitender Entwicklungsdauer ist für alle Szenarien gleich.

Szenarien die auf einem bereits relativ guten Strukturgütezustand (Ist-Zustand) des Gewässers aufsetzten (Szenarien 7, 8, und 9) haben selbstverständlich ein geringeres Entwicklungs- und somit Verbesserungspotenzial.

4.4 Vor- und Nachteile des szenarienbasierten Bewertungsansatzes

Vorteile der vorgeschlagenen szenarienbasierten Betrachtungsweise

- Sinnvoll gekoppelte (Einzel-) Maßnahmen (Maßnahmenbündel) können einer Wirksamkeitsbeurteilung unterzogen werden, ohne dass die anteilige Wirksamkeit der (Einzel-) Maßnahmen bekannt sein muss.

- In den Szenarien gegebene Informationen zum Gewässertyp und eventuell vorhande Randbedingungen stützen die zeitliche Prognose der morphologischen Entwicklung der Strukturgüteparameter. Die Entwicklungsprozesse der Gewäs-

sermorphologie sind komplex und sehr naturraumspezifisch. Je mehr der zu bewertende Naturraum im Szenario eingegrenzt und die Ausprägung der Randbedingungen definiert wird, desto eher lässt sich die Varianz in den Aussagen zu den Maßnahmenwirkungen reduzieren.

Nachteile der vorgeschlagenen szenarienbasierten Betrachtungsweise

- Durch die feste Zuordnung eines Maßnahmenbündels zu einem Szenario ist die allgemeine Kosten-Wirksamkeitsanalyse in gewisser Weise eingeschränkt. Die Auswahl der Verbesserungsmaßnahmen ist nicht frei, sondern wird durch das Festhalten am allgemeinen Grundsatz der Gewässerrenaturierung charakterisiert. Alternativmaßnahmen innerhalb eines Szenarios sind vom Ansatz der Kosten-Wirksamkeitsanalyse denkbar, sogar wünschenswert, werden aber durch die Beachtung des allgemeinen Gewässerrenaturierungsgrundsatzes ("Entwicklung vor Umgestaltung", vgl. Kapitel 4.2.1) eingeschränkt bzw. ausgeschlossen. Diese eingeschränkte, szenariobasierte Kosten-Wirksamkeitsanalyse kann daher keine Ergebnisse für Alternativmaßnahmen innerhalb eines einzelnen Szenario liefern, sondern nur die Kosten-Wirksamkeit der festgelegten Szenarien und deren Maßnahmenbündel untereinander vergleichen.

5 Kosten der Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen

5.1 Methodische Vorgehensweise zur Kostenerfassung

Eine Diskussion des methodischen Vorgehens ist auch hinsichtlich der Erfassung der Kosten erforderlich. Hierbei ist es notwendig, eine operationale Kostendefinition, sowie ein einheitliches System zur Erfassung und Abgrenzung der Kosten heranzuziehen. Es ist abzusehen, dass die zu verwendende Kostendefinition nicht zu sehr eingeschränkt sein darf. Andererseits wird es methodisch auch notwendig sein, die kostenmäßige Beurteilung zahlreicher Folgewirkungen (z.B. Hochwasserschutz, Fischerei, Naherholung ...), die auf Grund der Realisierung der Maßnahmen zwangsläufig in den unterschiedlichsten Bereichen entstehen, auszuschließen. Darüber hinaus ist eine einheitliche Vorgehensweise für die Berechnung und Ausweisung der Kosten unabdingbar. Es käme zu einer vollkommenen Verzerrung der Kosten-Wirksamkeitsanalyse zwischen den einzelnen Maßnahmen(-bündeln), respektive Szenarien, wenn z.B. bei der einen Maßnahme die "Anschaffungskosten" und bei der anderen Maßnahme die jährlichen Kosten (Annuitäten) angesetzt würden.

Zur vergleichenden Betrachtung der verschiedenen Maßnahmen bietet es sich an, die spezifischen Kosten bezogen auf den laufenden Meter Gewässerrenaturierungsstrecke heranzuziehen. Das bedeutet, dass für die Maßnahmenbündel der einzelnen Szenarien die finanziellen Aufwendungen zu ermitteln sind, die bei der Umsetzung des jeweiligen Maßnahmenbündels im Rahmen der szenarienabhängigen Randbedingungen entstehen. Am einfachsten kalkulierbar sind Herstellungskosten von Bauwerken (inkl. Erdbau und Pflanzungen). Bereits bei Grunderwerb, Pacht, Ausgleichszahlungen etc. stellen sich erhebliche Unwägbarkeiten ein.

Grundsätzlich sind folgende auftretende Kosten der Maßnahmen zu unterscheiden, (Gunkel, 1996):

- Projektierungskosten
- Erwerb der notwendigen Grundflächen, bzw. die Kosten für die Extensivierung der Nutzung
- wasserbauliche Planung
- Durchführung der (Bau-) Maßnahmen (flankierende und direkte).

Neben diesen erforderlichen Investitionskosten sind bei Maßnahmen, die zu wirtschaftlichen Einbußen in der landwirtschaftlichen Produktion führen, die Ver-

dienstausfälle theoretisch als "Betriebskosten" zu berücksichtigen. Verdienstausfälle lassen sich aus den Richtwertdeckungsbeiträgen, bezogen auf die Anbaufläche ermitteln.

Eine solche Vorgehensweise würde allerdings bedingt durch die für Kostenschätzungen unübliche, schlechte Datengrundlage und wegen der weitgehend allgemein gehaltenen Szenariendefinitionen zwangsläufig erhebliche Unschärfen mit sich führen.

5.2 Vereinfachte Kostendefinition für die Kosten-Wirksamkeitsrechnung

Da keine näheren Angaben über Größe und Nutzung (agrarstrukturelle Verhältnisse) der zu betrachtenden Einzugsgebiete in der Szenariodefinition gegeben werden, lassen sich keine reellen Betriebskosten durch Verdienstausfall ermitteln. Ebenso ist eine Kostenzuordnung auf den fortlaufenden Meter des Gewässers ohne detaillierte Einzugsgebietsangaben nicht möglich. Die Kostenermittlung für die Maßnahmen, die ihrer Ansatzpunkte im Gewässereinzugsgebiet haben (Szenario 7, 8, 9), ist in der erforderlichen Form (Kosten pro Meter Gewässerlauf) nicht zu bewerkstelligen.

Bei der hier zu vollziehenden Kosten-Wirksamkeitsrechnung sollen zunächst ausschließlich Szenarien berücksichtigt werden, bei denen sich intensive Kosten wie z.B. Grunderwerb, bauliche Maßnahmen oder Pflanzungsmaßnahmen mit entsprechender Initialpflege im Dynamikraum, auf Grund von Erfahrungswerten bereits realisierter Projekte direkt bestimmen lassen.

Man muss sich bewusst sein, dass es sich bei den Angaben um Erfahrungswerte handelt und die ermittelten Kosten lediglich einen groben Kostenrahmen darstellen können. Auf eine finanzmathematische Aufbereitung der Kostendaten wurde hier verzichtet.

5.3 Kostenzusammenstellung für die Maßnahmen (bzw. Maßnahmenbündel / Szenarien)

Die angeführten Angaben zu Maßnahmenkosten stützen sich auf eine Auswertung der in der Literatur verfügbaren Kostenangaben. Die aufgelisteten Kosten beziehen sich auf die in der jeweiligen Literatur angegebenen Basisjahre und sind daher nur bedingt vergleichbar.

Das **Bereitstellen von Gewässerrandstreifen** [G] erfolgt in der Regel durch Ankauf der Flächen. Die dafür zu veranschlagenden Kosten, sind entscheidend abhängig von der Lage des betroffenen Grundes. In Ballungsbereichen sind Kosten von 10,- bis 50,- DM/m^2 zu erwarten. Außerhalb dieser nutzungsintensiven Lagen differenzieren sich die Kosten je nach der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung der Flächen. Die Kosten für den Ankauf von Grünlandflächen bewegen sich in dem Bereich von 0,80 bis 3,00 DM/m^2. Landwirtschaftliche Ackerflächen verursachen gebietsspezifisch Kosten bis zu 8,00 DM/m^2, (Böhm et al., 1999). Eine Wertminderung des Restgrundstückes und Vermessungsarbeiten zur Grundstücksabgrenzung (30,- bis 40,- DM/lfm Gewässerstrecke; Schmidt, 1996) können schnell zu einer erheblichen Erhöhung der angegebenen Quadratmeterpreise führen. Der Aufkauf einer ganzen Parzelle oder Alternativen zum Geländekauf (z.B.: Verkehrswertentschädigungen, langfristige Pacht, Bewirtschaftungsverträge) können zur Begrenzung der Kosten beitragen. Die voraussichtlichen Kosten für die Bereitstellung von Gewässerrandsteifen können daher nur eine erste Richtgröße darstellen. Als Berechnungsgrundlage für die angegebene Maßnahme des Szenario 1 wird vom Kauf eines beidseitigen, ca. 10 - 15 m breiten Randstreifens im Bereich landwirtschaftlicher Nutzung ausgegangen. Die daraus entstehenden Kosten pro Länge Gewässerlauf werden wie folgt geschätzt: 40,- bis 160,- DM/lfm.

Die Kosten bzw. die Ersparnisse **einer Extensivierung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen [E]** sind allgemein schlecht zu quantifizieren. Laut Literaturangaben (DVWK-Schriften 90, 1990) können die jährlich anfallenden Kosten für die Gewässerunterhaltung in Preisen von 1990 mit 0,08 DM/m^2 beziffert werden. In innerörtlichen Bereichen liegen die Kosten durch den erhöhten Aufwand bei ca. 0,30 DM/m^2. Wenn vorrangige Aspekte des Hochwasserschutzes es nicht grundsätzlich verbieten, kann eine Extensivierung der Unterhaltungsmaßnahmen (freie oder gesteuerte Sukzession) durchgeführt werden (Statzner, 1988) und damit können eventuell sogar Einsparungen im Gewässerunterhaltungsetat erzielt werden. Den Forschungsergebnissen des F & E – Vorhabens "Ökologische Aspekte bei der mechanischen Gewässerunterhaltung" (DVWK-Materialien 4/1999) ist zu entnehmen, dass bei Flachlandgewässern die Unterhaltungskosten um bis zu 50% gesenkt werden können. Doch nur in jedem Einzelfall lässt sich überprüfen, in wie weit eine Einschränkung der Unterhaltung der Gewässer zulässig ist und ob sich damit eine Kostenersparnis erzielen lässt. Durch den daraus folgenden Verzicht maschineller Gerätschaften und den damit erhöhten Personalaufwand, kann eine Kosteneinsparung schnell wieder neutralisiert werden. In den hier angestellten Kosten-Wirksamkeitsbetrachtungen soll die Maßnahme "Extensivierung der Gewässerunterhaltung" als kostenneutral betrachtet werden (Schmidt, 1996).

Die **Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle [A_2]**, die einer **Unterstützung der Laufentwicklung** dienen, werden in den in der Fachliteratur dokumentierten Renaturierungsprojekten nicht gesondert mit Kostensummen ausgewiesen. Kostenangaben lassen sich nur für die Einzelbauwerke, sprich Teilmaßnahmen finden; z.B.

Erstellen eines Raubaumes: 2 Mannstunden und 0,5 Baggerstunden, oder Herstellen von 5 Pfahlbuhnen (à 15 Pfählen): 14 Arbeitsstunden und ca. 7 Baggerstunden (Handbuch Wasserbau – Naturgemäße Bauweisen, UM Baden-Württemberg, 1993). Die Erstellung eines allgemeinen Bezugs der dadurch entstehenden Kosten auf die Länge der Renaturierungsstrecke ist nicht möglich.

Im Rahmen der Untersuchungen zum Renaturierungskonzept für das Einzugsgebiet der Losse (Schmidt, 1996) erfolgte eine Kostenabschätzung für das **Entfernen von Ufer und Sohlsicherungsmaßnahmen [D]** in Kombination mit der Extensivierung der Gewässerunterhaltungsmaßnahmen [E] und dem vorherigen Ankauf eines 10 m breiten Gewässerrandstreifens [G]. Die Kosten dieses Maßnahmenbündels werden in dieser Studie mit 80,- bis 220,- DM/lfm Gewässerstrecke beziffert. Je nach Aufwand der zur Entfernung der Sicherungsmaßnahmen notwendig ist, können sich die Kosten auch leicht verdoppeln. Die Kombination dieser Maßnahmen entspricht dem veranschlagten Maßnahmenbündel des Szenario 2. Optionale Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle [A_3], die eine Laufentwicklung forcieren und unterstützen sollen, sind extra zu berechnen.

In der gleichen Studie (Schmidt, 1996) werden Angaben zur Kostenabschätzung für den Maßnahmenbereich **Gewässerbettaufweitung [C]** gemacht. Die Kosten die durch partielle Abgrabungen entstehen, belaufen sich demzufolge je nach Abgrabtiefe auf 240,- bis 320,- DM/lfm. Größere, beidseitige und durchgehende Abgrabungen erhöhen die aufzuwenden Beträge auf bis zu 560,- DM/lfm. In den genannten Zahlen sind Aufwendungen für den notwendigen Geländeankauf (Bereitstellen von Gewässerrandsteifen [G]) sowie eine Extensivierung der Gewässerunterhaltung [E] mit enthalten. Die Kombination dieser Maßnahmen entspricht dem veranschlagten Maßnahmenbündel des Szenario 3. Optionale Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle [A_3], sind im genannten Betrag nicht mit enthalten.

Die klassischen Renaturierungsmaßnahmen des naturnahen Wasserbaus, die eine **Laufverlagerung und die morphologische Umgestaltung [A_1]** des Gewässers beinhalten, stellen die in der Literatur am besten dokumentierten Fälle dar. Dementsprechend umfangreich und in großer Bandbereite sind auch Kostendaten zu diesen Maßnahmen vorhanden. In Gunkel (1996) findet sich ein Aufzählung der durchgeführten Renaturierungsprojekte in der Bundesrepublik Deutschland (Stand 1992). Zu 53 Projekten sind Kostendaten in DM pro laufenden Meter Renaturierungsstrecke mit aufgeführt. Die Zusammenstellung weist die naturgemäß starke Varianz der Kosten auf, da sich der Umfang und Bauaufwand der durchgeführten Maßnahmen erheblich voneinander unterscheiden können. Die aufgeführten Baukosten (ohne Landkauf und eventuell flankierende Baumaßnahmen) betrugen zwischen 37,- und 4.200,- DM/lfm. 75 % der Projekte verursachten Kosten von 120,- bis 1.100,- DM/lfm. Eine aktuelle Kostenzahl stellen die veranschlagten 1000 DM/lfm (projektierte Kosten - Stand 1995) der Oster-Renaturierung dar. Die Oster (Mittelgebirgsbach im Saarland) soll mit einem veranschlagten finanziellen Aufwand von rd.

8 Millionen DM im Rahmen eines E & E - Vorhabens in einer 7 jährigen Bauphase auf einer Länge von 8 km in ihr ehemaliges natürliches Bett zurückgeführt werden, (Wild, 1995). Kosten für eine Maßnahme der **Gewässervernetzung bzw. Remäanderierung [F]** sind explizit in der Fachliteratur nicht zu finden. Der zu veranschlagende Kostenrahmen ist im Bereich der Kosten für eine morphologische Umgestaltung anzusiedeln.

Für naturnahe **wasserbauliche Maßnahmen im Bereich der Gewässersohle** [A_2] und **Maßnahmen zur Uferstrukturverbesserung** [A_3] sind in der Fachliteratur kaum Kostenangaben vorhanden. Im Rahmen der Umgestaltungsmaßnahmen zur Bundesgartenschau 1995 in Cottbus erfolgte eine Spreesanierung im Stadtgebiet. Auf einer Länge von 3,0 km wurden für 650.000,- DM Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt (Jupé, 1995). Die dort durchgeführten Maßnahmen entsprechen in etwa dem veranschlagten Maßnahmenbündel des Szenario 5. Im Rahmen der Losse-Renaturierung (Schmidt, 1996) wurden für einen Renaturierungsabschnitt in der Ortslage von Kassel-Bettenhausen 560,- DM/lfm veranschlagt. Kosten im Bereich von 220,- bis 560,- DM/lfm sind für ein Maßnahmenbündel entsprechend Szenario 5 als realistisch anzusehen.

Die Kosten zur Vitalisierung von "Ökosystem-Bausteinen" lassen sich gewöhnlich nicht verallgemeinern und zudem schlecht in Kosten pro Gewässerlaufstrecke ausdrücken. Kostenbeispiele typischer Einzel(teil-)maßnahmen belegen dies: Ansaat von Gräsern und Kräutern 1,00 bis 5,00 DM/m^2 , Gehölzpflanzungen 10,- bis 20,- DM/Stück, Gehölzpflege 0,20 bis 0,45 DM/lfm, standortfremde Gehölze entfernen ca. 90,- DM/Stück, Einbau einer Grundschwelle ca. 1.200 DM/m, Verlegen einer Drahtschotterwalze ca. 80,- DM/m oder Ausbringen einer Steinschüttung ca. 35,- DM/m^2 (Hauck, 1991; Böhm et al., 1999; Lange/Lechner, 1989).

Vergleichbar verhält es sich mit den Maßnahmen zur **Herstellung einer natürlichen Gewässerdurchgängigkeit** [B]. Auf Grund ihrer stark variierenden Ausbildung lässt sich für die Umgestaltung von Einzelbauwerken kein mittlerer Preis angeben. Entsprechend der Kategorisierung der Sohlabstürze im LAWA-Verfahren sind im Rahmen des Renaturierungsprojektes Losse (Schmidt, 1996) mittlere Umgestaltungskosten von 3.000,- DM (für Bauwerk Typ 1) bis hin zu 90.000,- DM (für Bauwerk Typ 3) abgeschätzt worden. Eine Zusammenstellung von Kosten bereits realisierter Projekte zur Herstellung einer natürlichen Gewässerdurchgängigkeit (Gebler, 1991) weist eine Kostenbandbreite von 5000,- bis 800.000,- DM auf. Einen generell höheren finanziellen Aufwand verursachen Bauvorhaben, die sich nicht auf das Gewässerbett beschränken, sondern die Durchgängigkeit mittels Umgehungsgerinne schaffen.

Die Maßnahme "Extensivierung der Gewässerunterhaltung," [E], deren Kosten als Betriebskosten auszuweisen sind, wird als kostenneutral eingeschätzt. Die weiteren aufgeführten Kostenangaben stellen nur die notwendigen Anfangsinvestitionen der Maßnahmenbündel dar und beinhalten keinerlei Folgekosten.

6 Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte nach dem szenariobasierten Ansatz

Unter Kosten-Wirksamkeit soll die Veränderung der Strukturgüteklassen unter Berücksichtigung der anzunehmenden Zeithorizonte (Prognose) bis zur vollen Maßnahmenwirkung im Verhältnis zu den Kosten für die jeweiligen Maßnahmen verstanden werden. Die veranschlagten Maßnahmen bewirken eine Verbesserung der Gewässerstrukturgüte. Diese auf Basis der natürlichen Gewässermorphologie prognostizierten Änderungen (Kapitel 4.2.4) werden als Wirksamkeiten angesehen. Die Ermittlung und Abgrenzung der Maßnahmenkosten ist äußerst schwierig (Kapitel 5). Die verwendeten Daten können daher nur eine grobe Schätzung darstellen und dienen in erster Linie der Demonstration und Erläuterung des methodischen Vorgehens.

6.1 Definition Kosten-Wirksamkeit

Die Kosten-Wirksamkeit KW wird folglich definiert als Änderung des Strukturgütezustandes V_{GS} des Fließgewässers pro zusätzlicher aufgewendeter Kosten K [DM/lfm].

In differentieller Schreibweise:

$$KW = \frac{\Delta V_{GS}}{K}$$

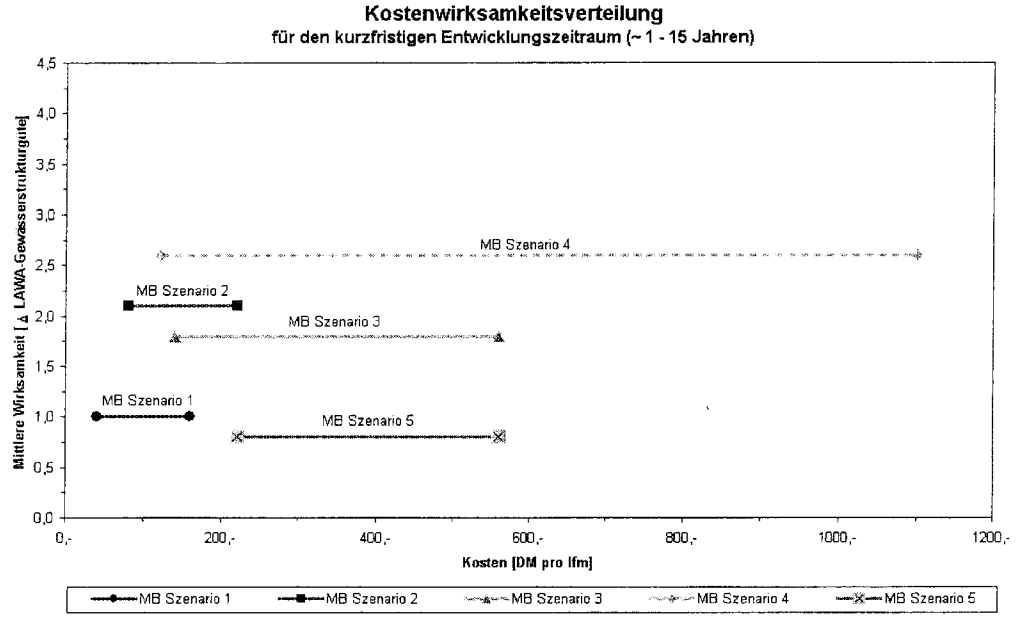
V_{GS} = *Gewässerstrukturgüte*

K = *Kosten*

6.2 Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsrechnung

Mit den Erkenntnissen der prognostizierten Wirksamkeiten der einzelnen Maßnahmenbündel (MB) der ausgewählten Szenarien (Kapitel 4) und den Schätzwerten der Kosten zur Maßnahmendurchführung (Kapitel 5.3) kommt man zu den in Abbildung 6.2-1 dargestellten Kosten-Wirksamkeitsverteilungen.

Abbildung 6.2-1: Kosten-Wirksamkeitsverteilung der ausgewählten Szenarien 1 bis 5



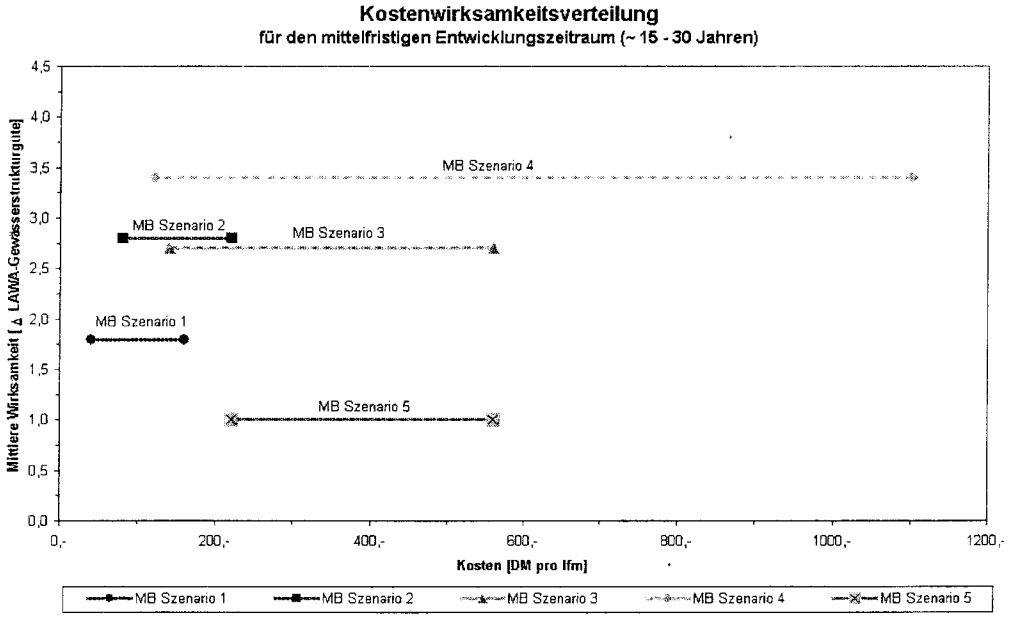
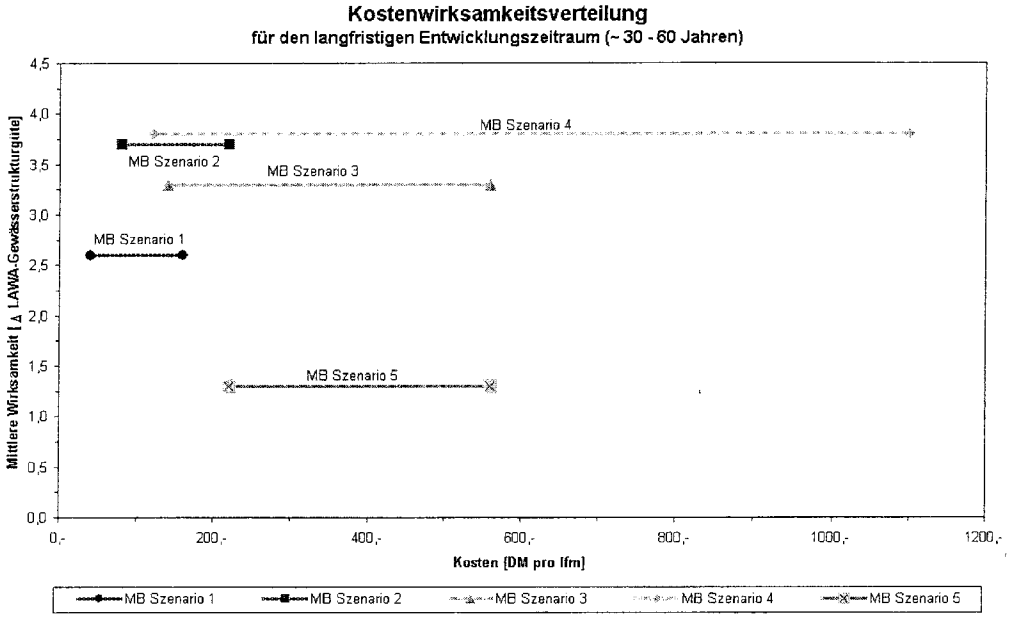


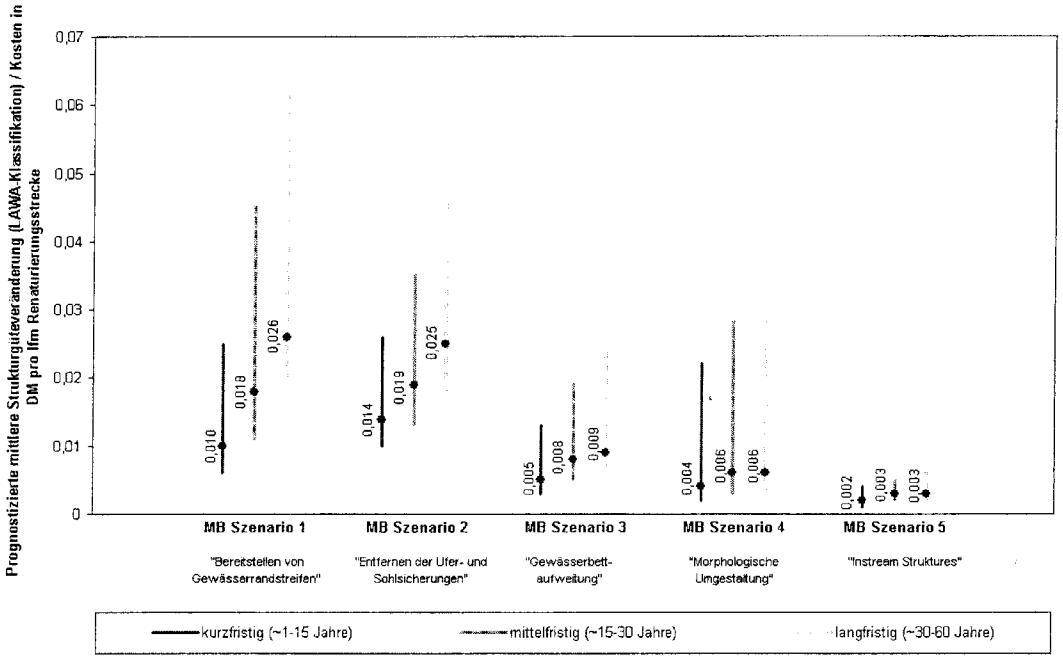
Abbildung 6.2-1 - Fortsetzung: Kosten-Wirksamkeitsverteilung der ausgewählten Szenarien 1 bis 5



Für die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit, nach der in Abschnitt 0 dargelegten Definition, ergeben sich die in Abbildung 6.2-2 dargestellten Ergebnisse. Die Berechnung der Kosten-Wirksamkeiten der einzelnen Maßnahmenbündel (MB) untergliedert sich entsprechend den ausgewählten Szenarien und den definierten Entwicklungszeiträumen (kurz-, mittel- und langfristig; vgl. Kapitel 3.3). Die prognostizierte Wirksamkeit fließt als Mittelwert in die Kosten-Wirksamkeitsberechnung ein. Die Balkendarstellung drückt die errechnete Bandbreite der Ergebnisse aus. Zahlenmäßig angegeben ist jeweils der Kosten-Wirksamkeits-Mittelwert ($\overline{KW_i}$).

Im kurzfristigen Betrachtungszeitraum von 1 - 15 Jahren erreicht das MB Szenario 2 "Entfernen der Ufer- und Sohlsicherungsmaßnahmen" mit einem $\overline{KW_2} = 0{,}014$ besonders große Wirkungen in Relation zu den erforderlichen Kosten. Danach folgt MB Szenario 1 "Bereitstellen von Gewässerrandstreifen" mit dem $\overline{KW_1} = 0{,}010$. Der Mittelwert der Kosten-Wirksamkeit ($\overline{KW_i}$) ist für MB Szenario 3 "Gewässerbettaufweitung" und MB Szenario 4 "Morphologische Umgestaltung" fast identisch ($\overline{KW_3} = 0{,}005$, $\overline{KW_4} = 0{,}004$). Für MB Szenario 4 ist von der Kostenseite mit großen Varianzen und verstärkt hohen Kosten zu rechnen, so dass sich die hohe Wirksamkeitsbewertung des Maßnahmenbündels Szenario 4 (vgl. Kapitel 4.3, Abbildung 4.3-4) nicht direkt auf die Kosten-Wirksamkeit überträgt. Mit der geringsten Kosten-Wirksamkeit ($\overline{KW_1} = 0{,}002$) ist bei MB Szenario 5 "Wasserbauliche Maßnah-

Abbildung 6.2-2: Mittlere Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmenbündel an Hand der ausgewählten Szenarien, dargestellt für die unterschiedlichen Entwicklungszeiträume



men im Bereich der Sohle und des Ufers" zu rechen. Bei Betrachtung des Maßnahmenbündels Szenario 5 ist zu beachten, dass das Entwicklungspotenzial und damit die Maßnahmenwirksamkeit durch restriktive Randbedingungen erheblich eingeschränkt ist und somit das Entwicklungsziel (Strukturgüteklasse 2 und ggf. besser) nicht erreichbar ist.

Die Tendenz der Kosten-Wirksamkeit ist auch für die unter Planungsgesichtpunkten weniger interessanten mittel- und langfristigen Entwicklungszeiträume prinzipiell gleichbleibend. Besonders kostenwirksam stellen sich die Maßnahmenbündel der Szenarien 2 und 1 dar, gefolgt von den Maßnahmenbündeln der Szenarien 3 und 4, eher abgeschlagen die Maßnahmen des Szenario 5, das sich allerdings auch nur schlecht mit den anderen Szenarien vergleichen lässt.

Die Anwendung des Maßnahmenbündels "Laufverlagerung und morphologische Umgestaltung" (Szenario 4), aus Gründen des Renaturierungsgrundsatzes (vgl. Kapitel 4.2.1) nicht als Variante für entwicklungsfreudige Gewässer (-abschnitte) ausgewählt (vgl. Tabelle 4.2-1), stellt auch aus Gesichtspunkten der Kosten-Wirksamkeitsanalyse keine effiziente Alternativmaßnahme dar.

Unter dem Gesichtspunkt eines ökologischen und kosteneffizienten Gewässerschutzes ist es daher sinnvoll, den Einsatz finanzieller Mittel auf die Behebung übergeordneter Strukturdefizite wie z.B. Laufentwicklung und Breitenerosion zu konzent-

rieren. Diejenigen Maßnahmenbündel (Szenarien 1 und 2), die verstärkt auf die eigendynamische Selbstentwicklung des Gewässer setzen, schneiden in der Kosten-Wirksamkeitsanalyse besonders gut ab.

6.3 Diskussion und Interpretation der Ergebnisse

Durch den Einsatz des LAWA-Bewertungsverfahrens als nutzwertanalytisches Parametersystem der Kosten-Wirksamkeitsanalyse konnte die Forderung nach einem bundesweit einheitlichen und transparenten Zielsystems erfüllt werden. Dennoch bleibt die Prognose und die anschließende Bewertung der Gewässerstrukturen mit großen Unsicherheiten behaftet. Die Entwicklung eines Gewässers ist von vielen unkalkulierbaren Faktoren (z.B. Hochwasser) abhängig. Die Gewässerentwicklung lässt sich weder verwaltungsmäßig verordnen, noch im Sinne von genauen Entwicklungsprognosen bzw. -plänen vorher bestimmen.

Eine Entwicklungsplanung, die nicht von vornherein mit großer Wahrscheinlichkeit falsch oder nutzlos sein soll, muss sich darauf konzentrieren und im allgemeinen auch darauf beschränken, aufzuzeigen, wo in absehbarer Zukunft (10 –15 Jahren) gute Entwicklungsvoraussetzungen gegeben sind bzw. mit großer Wahrscheinlichkeit hergestellt werden können (sogenannte Vorrangstrecken der Gewässerentwicklung). Die Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse können Antwort auf diese Fragen geben. Die durchgeführten Kosten-Wirksamkeitsrechnungen sind hilfreich für die Festlegung von Prioritäten bei der Sanierung strukturgeschädigter Gewässer (-abschnitte). Sie zeigen auf an welchen Gewässern (-abschnitten) – Szenarien – sich mit dem effektivsten Einsatz der Mittel die gewünschte Verbesserung der Umweltqualität (Gewässerstruktur) erreichen lässt.

Die realistische und umsetzungsorientierte Entwicklungsplanung weist eher kurzfristige Planungshorizonte auf. Wichtigstes Ziel der Kosten-Wirksamkeitsanalyse ist es daher planerisch zu ermitteln und festzuhalten, an welchen Gewässerstrecken gegenwärtig so günstige Entwicklungsvoraussetzungen bestehen oder kurzfristig hergestellt werden können, dass dort in den kommenden 10 – 15 Jahren bestimmte Entwicklungsmaßnahmen mit hoher Akzeptanz im Gewässerumfeld realisiert werden können.

Die Erkenntnisse dieser allgemein gehaltenen Analysen für den Bereich der Gewässerstrukturgüte weisen auf Grund der Unsicherheiten in der Wirkungsprognose und den vielen naturraumspezifischen Besonderheiten sowie den bislang nur in geringem Umfang vorliegenden Kostendaten einen relativ großen Unsicherheitsspielraum auf und sollten für geplante Einzelprojekte mit einer naturraumspezifischen Datengrundlage nochmals ergänzt werden.

7 Zusammenfassung

Für die Darstellung der Kosten-Wirksamkeitsbeziehungen verschiedener Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte wurde eine entsprechender Ansatz entwickelt. Die Festlegung eines einheitlichen Maßstabes zur Bezifferung der Wirkungen der vorzunehmenden Verbesserungsmaßnahmen in dem komplexen Bereich der Gewässerstrukturgüte ist schwierig. Im Rahmen dieser Arbeit stellt das LAWA-Strukturgütebewertungsverfahren (LAWA, 2000) die Grundlage für die Wirksamkeitsbewertung der Maßnahmen dar. Das LAWA-Verfahren eignet sich Dank seiner Vollständigkeit, Transparenz und dem der Nutzwertanalytik vergleichbaren Systemaufbau gut zur wirksamkeitsanalytischen Quantifizierung der Maßnahmen. Die Definition der Kosten-Wirksamkeit wird als Veränderung der Gewässerstrukturgüte (LAWA-Verfahren) pro anfallende Kosten für die Renaturierungsmaßnahmen festgelegt.

Die Ermittlung der LAWA-Gewässerstrukturgüte erfolgt mittels eines Bewertungsvorganges, basierend auf einer abgestimmten und jederzeit nachvollziehbaren Erhebung von Strukturelementen des Gewässers und seines Umfeldes anhand eines vorgegebenen Parametersystems. Maßstab der Bewertung ist ein Leitbild, das sich an dem heutigen potenziellen natürlichen Gewässerzustand (hpnG) ausrichtet. Dabei handelt es sich um den Zustand, der sich nach Aufgabe vorhandener Nutzung in und am Gewässer, sowie nach Entnahme sämtlicher Verbauung einstellen würde. Diese allgemeine, Leitbild orientierte Maßstabsdefinition setzt für den Bewertungsvorgang eine regionale Spezifizierung voraus. Im LAWA-Bewertungsverfahren ist daher vorgesehen, an Hand der verschiedenen Gewässertypen naturraumspezifische Leitbilder festzulegen. Die Klassifizierung entspricht einer graduellen Abweichung vom Leitbild und die Darstellung erfolgt in farbiger Banddarstellung auf Übersichtskarten. In der 7-stufigen Bewertungsskala repräsentiert die Strukturgüteklasse 1 den unveränderten, naturraumtypischen Zustand des Gewässers (Leitbild – hpnG).

Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen bauen auf den Angaben der Fachliteratur und einer Auflistung der UBA-Studie "Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft" (Böhm et al., 1999)) auf. Nach einer Auswertung dieser Angaben wurden neun mögliche (Einzel-) Maßnahmen (Maßnahmen A bis J) identifiziert, die sich auf Grundlage ihres Wirkungsziels in folgende vier Bereiche unterteilen lassen: "Eigendynamische Gewässerentwicklung", "Naturnahe, morphologische Gewässergestaltung", "Vitalisieren von Ökosystembausteinen" und "Gewässereinzugsgebiet".

Wegen der hohen Komplexität der Zusammenhänge in der Gewässermorphologie, den sehr differenzierten Entwicklungszeiträumen bzw. Regenerationszeiten der Gewässerstrukturen und den in den heutigen Gewässerlandschaften unzählig vor-

handenen, gesellschaftspolitisch akzeptierten Restriktionen (Schifffahrt, Hochwasserschutz, Siedlung, Wasserkraft, u.a.) kann eine allgemeine Wirksamkeitsbewertung der (Einzel-) Maßnahmen nicht vorgenommen werden. Das örtliche Entwicklungspotenzial und die damit verbundenen Regenerationszeiten können an ein und dem selben Gewässer sehr unterschiedlich ausfallen, ohne dass sich dies durch Entwicklungsmaßnahmen beliebig verändern und vergleichmäßigen lässt. Die Wirksamkeit einer Maßnahme oder Maßnahmenkombination ist sehr naturraumspezifisch und lässt sich nicht verallgemeinern.

Die sinnvolle Wirksamkeitsbewertung konnte daher nur für typisierte Szenarien durchgeführt werden. Ein Szenario beschreibt ein Fließgewässer (-abschnitt) mit den dort charakteristischerweise vorhanden Strukturdefiziten sowie den Problembereichen und Randbedingungen eines solchen typisierten Gewässers (-abschnittes). Um die gewünschten Verbesserungen in der Gewässerstrukturgüte zu erreichen, werden die (Einzel-) Maßnahmen zu wirkungsvollen Maßnahmenbündeln gekoppelt. Die Auswahl der Maßnahmen stützt sich auf die typisierten Verhältnisse des Naturraumes (Gewässertyp/Leitbild, Ursachen der gewässermorphologischen Störung und eventuell vorhandene Restriktionen) und auf den allgemeinen Renaturierungsgrundsatz ("Entwicklung vor Umgestaltung").

Bei der Entwicklung der Szenarien wird berücksichtigt, dass sich die vielfältigen Defizitstrukturen der Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland möglichst weitgehend in den ausgewählten Szenarien widerspiegeln und alle neun (Einzel-) Maßnahmen mindestens einem Sanierungsszenario zugeordnet werden können.

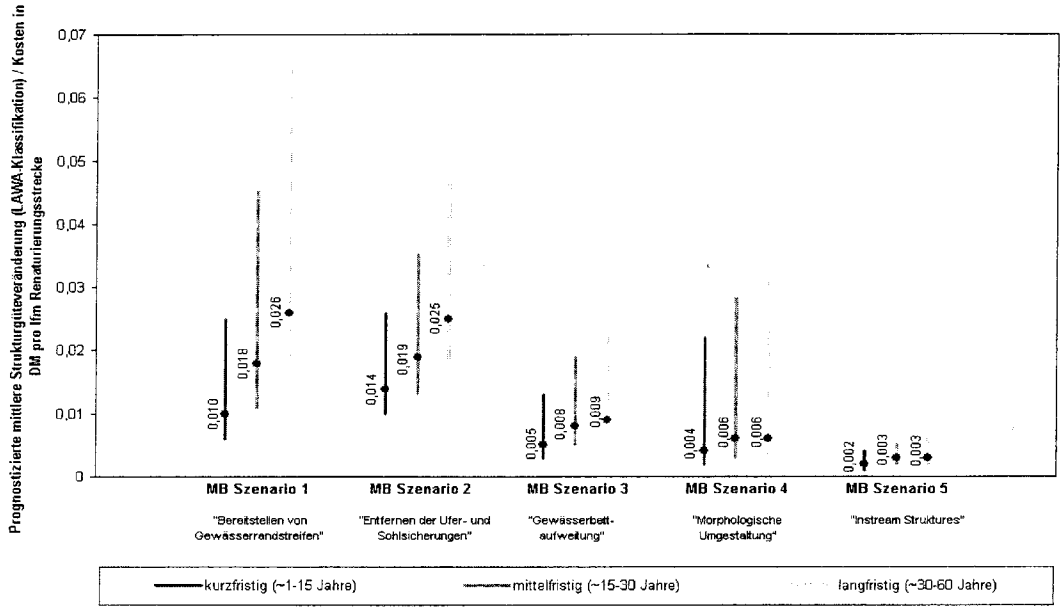
Die Bewertung der Wirksamkeiten erfolgt in einer Matrixdarstellung, in der die räumlich und zeitlich differenzierte Betrachtungsweise innerhalb des festgelegten Prognosezeitraumes die notwendigen Verknüpfungspunkte findet. Die Prognose über die Entwicklung der Gewässerstrukturen nach Maßnahmendurchführung fußt auf den Erkenntnissen der natürlichen, morphologischen Entwicklungsstufen und den dafür notwendigen Regenerationszeiten (Kern, 1994; Scherle, 1999; DVWK-Materialien, 1996).

Für die in dieser Arbeit angestellten Kosten-Wirksamkeitsrechnungen muss auf Grund der derzeit unzureichenden Datengrundlage bezüglich der Maßnahmenkosten auf eine vereinfachte Kostendefinition zurückgegriffen werden.

Die Kosten-Wirksamkeit wird definiert als prognostizierte, mittlere Strukturgüteveränderung (nach LAWA-Klassifikation) pro aufzuwendende Kosten der Maßnahmendurchführung in [DM/lfm]. Die folgende Abbildung stellt in einer Übersicht die Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsrechnung für die Maßnahmenbündel (MB) der ausgewählten Szenarien 1 bis 5 dar. Die Balkendarstellung drückt die errechnete Bandbreite der Ergebnisse aus. Zahlenmäßig angegeben ist jeweils der Kosten-Wirksamkeits-Mittelwert ($\overline{KW_i}$). Im kurzfristigen und mittelfristigen Betrachtungszeitraum erreicht das MB Szenario 2 "Entfernen der Ufer- und Sohlsiche-

rungsmaßnahmen" besonders große Wirkungen in Relation zu den erforderlichen Kosten.

Abbildung 7-1: Mittlere Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmenbündel anhand der ausgewählten Szenarien, dargestellt für die unterschiedlichen Entwicklungszeiträume



Trotz der szenarienbasierten Vorgehensweise unterliegen die Eingangsdaten der Kosten-Wirksamkeitsanalyse (Prognose der Gewässerstrukturentwicklung und Maßnahmen- bzw. Szenariokosten) einer erheblichen Varianz (grobe Schätzwerte). Die Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsrechnung können daher Verzerrungen unterliegen. Zielsetzung der Arbeit war jedoch in erster Linie mit Hilfe von verfügbaren Kostenangaben die Anwendbarkeit der Methodik zu überprüfen.

Als wichtigstes Ergebnis der Analyse kann angesehen werden, dass es unter dem Gesichtspunkt eines ökologischen und kosteneffizienten Gewässerschutzes sinnvoll erscheint, den Einsatz der finanziellen Mittel auf die Behebung übergeordneter Strukturdefizite (wie z.B. Laufentwicklung und Breitenerosion) zu konzentrieren. Maßnahmen, die auf eine eigendynamische Laufentwicklung des Gewässers setzen, schneiden im Rahmen der hier angestellten Kosten-Wirksamkeitsanalysen besonders gut ab.

Wenn sich die Datengrundlage auf der Kostenseite und die Prognosemöglichkeiten über die Entwicklung der Gewässerstrukturen weiter verbessern lassen, kann sich die Kosten-Wirksamkeitsanalyse als ein sehr geeignetes und effizientes Instrumentarium des Flussgebietsmanagements entwickeln.

Literaturverzeichnis

Barnard, R. S.; Melhorn, W. N. (1982): Morphologic and Morphometric Response to Channelization: The Case History of Big Pine Creek Ditch, Benton County, Indiana. In: Craig, R. G.; Craft, J. L. (eds.): Applied Geomorphology, S. 224 – 239.

Binder, W. (1996): Neue Wege zur Renaturierung von Flüssen und Bächen. In: Der Bürger im Staat, Heft 1 Wasser, 46. Jg. S. 46-49, Landeszentrale für politische Bildung Baden-Württemberg.

Binder, W.; Wagner, J. (1994): Rückbau von Fließgewässern. In Umweltschutz-Grundlagen und Praxis, Schutz der Binnengewässer, Bd.5, Hrsg. Buchwald K.; Engelhardt, W., Economica Verlag.

Blank, M.; von Keitz, S.; Niehoff, N. (1999): Gewässerstrukturgüte-Management – Herausforderung für die Wasserwirtschaft im 21. Jahrhundert. Wasser und Boden (51), Nr. 4, S. 7 – 13.

Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Walz, R.; Henke, S.: Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft – Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland. UBA-Texte 25/99, Berlin.

Borchert, D.; Schäffer, Ch. (1998): Zusammenhänge zwischen Tiefenerosion und Gewässerstrukturgüte von Mittelgebirgsbächen. Wasser und Boden (50), Nr. 12, S. 34-37.

Bostelmann, R. (1991): Morphologische Fließgewässerbewertung nach Werth am Beispiel der Alb. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Heft 180, S. 95-115.

Brookes, A. (1988): Channelized Rivers – Perspectives for Eenvironmental Management. John Wiley & Sons, Chichester.

Bundesregierung (1994): Vorschlag für eine Richtlinie des Rates über die ökologische Qualität von Gewässern.

Burkart, B. (1999): Reduzierte Gewässerunterhaltung – Not oder Tugend?. DVWK-gn-info Nr. 16, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

Carling, P. A. (1988): Channel Change and Sediment Transport in Regulated U.K. Rivers. Regulated Rivers: Research and Management, Vol. 2, S. 369 – 387, John Wiley & Sons, Chichester.

DVWK-Materialien 1 (1996): Wirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf abiotische und biotische Faktoren – Arbeitsmaterialien zur ökologischen Wirkungsanalyse. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

DVWK-Materialien 4 (1999): Ökologische Aspekte bei der mechanischen Gewässerunterhaltung. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

DVWK-Merkblätter 240 (1996): Fluss und Landschaft – Ökologische Entwicklungskonzepte. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

DVWK-Merkblätter 244 (1997): Uferstreifen an Fließgewässern – Funktion, Gestaltung und Pflege. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

DVWK-Merkblätter 204 (1984): Ökologische Aspekte bei Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

DVWK-Merkblätter 219 (1991): Ökologische Aspekte von Altgewässern. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

DVWK-Merkblätter 224 (1992): Methoden und ökologische Auswirkungen maschineller Gewässerunterhaltung. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

DVWK-Merkblätter 232 (1996): Fischaufstiegsanlagen: Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

DVWK-Schriften 121 (1999): Maßnahmen an Fließgewässern – umweltverträglich planen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

DVWK-Schriften 66 (1984): Projektbewertung in der wasserwirtschaftlichen Praxis. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

DVWK-Schriften 90 (1990): Uferstreifen an Fließgewässern. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

EPA – U.S. Environmental Protection Agency (1987): EPA's Use of Benefit Cost Analyses: 1981 – 1986. EPA-230-05-87-028, Washington, D.C..

EPA – U.S. Environmental Protection Agency (1996): Ecological Restoration: A Tool to Manage Stream Quality – Evaluation the Cost Effectiveness of Restoration. Office of Wetlands, Oceans and Watersheds (OWOW). [www.epa.gov/OWOW/], Washington, D.C..

Ewers, H.-J.; Schulz, W. (1982): Die monetären Nutzen Gewässergüte verbessernder Maßnahmen – dargestellt am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin. UBA-Texte 3/82. Berlin.

Fehr, G. (1996): Effektivitätskontrolle ökonomischer Steuerungsinstrumente im Gewässerschutz. Wasser und Boden (48), Nr. 1, S. 45 – 50.

Felschen, O.; Shemeld, S.; Andres, Ch. (1999): Effizienzkontrolle nach Renaturierungsmaßnahmen am Liesbach im Kreis Warendorf. Wasser und Abfall, Nr. 4.

Foundation of Water Research (1996): Manual on Assessing the Benefits of Surface Water Quality Improvements, FR/CL 0005, FWR Marlow, Bucks.

Friedrich, G.; Hesse, K.-J.; Lacombe, J. (1993): Die ökologische Gewässerstrukturkarte. Wasser-Abwasser-Abfall, Nr. 11, S. 189 – 202.

Friedrich, G.; Lacombe, J. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern – Limnologie aktuell, Bd. 3, S. 462., Gustav Fischer, Stuttgart.

Gebler, R.-J. (1991): Naturgemäße Bauweise von Sohlbauwerken und Fischaufstiegen zur Vernetzung der Fliessgewässer. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Heft 181.

Genschow, E.; Mull, R. (1997): Kosten-Wirksamkeitsbeziehungen als Bewertungskriterium für Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte. Korrespondenz Abwasser (44), Nr.2, S. 239 –248.

Gittinger, P. (1982): Economic Appraisal of Agricultural Projects. 2. Auflage, John Hopkins University Press, EDI.

Gordon, N.D.; McMahon,T.A.;Finlayson, B.L. (1992): Stream Hydrology – an Introduction for Ecologists. John Wihley & Sons, Chichester.

Gunkel, G. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. Verlag Gustav Fischer, Stuttgart.

Günther, W.; Martin, K. (1982): Ein Wirkungs- und Indikatorsystem zur Berücksichtigung der Umweltbelange bei wasserwirtschaftlichen Planungen. Natur und Landschaft (57), Nr. 10. Verlag W. Kohlhammer.

Hauck, W. (1991): Naturgemäße Bauweisen der Ufersicherung. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Heft 180, S. 224 –235.

Hey, R.D. (1992): River Mechanics and Habitat Creation. In O`Grady, K.T.;A.J.B. Butterworth; P.B. Spillet; J.C.T. Domaniewski (Eds): Fisheries in the Year 2000. Inst. of Fisheries Management, Nottingham, S. 271-285.

HMUEJFG (1996), Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit: Wege zu naturnahen Gewässern – Die Gewässerstrukturgütekartierung in Hessen. Referat Öffentlichkeitsarbeit, Wiesbaden.

Jungwirth, M. (1989): Zur Problematik von Fischaufstiegshilfen. Österreichische Wasserwirtschaft Jg. 41.

Jungwirth, M., Winkler, H. (1983): Die Bedeutung der Flussbettstruktur für Fischgemeinschaften. Österr. Wasserwirtschaft(35), Heft 9/10, S. 229-234.

Jupé, E.; Renner; W. (1995): Fließgewässerrenaturierung in der Praxis. In: Fließgewässerrenaturierung in der Praxis, Expertenkolloquium. Nachhaltiges Niedersachsen 1 – Dauerhafte umweltgerechte Entwicklung. Niedersächsische Landesamt für Ökologie, Hildesheim.

Kiene, S. (1996): Synthese von biologischer und wasserbaulicher Analyse zur Bewertung von renaturierten Fließgewässern der Oberrheinebene. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Heft 195.

Kern, K. (1991): Grundsätze naturgemäßer Gewässergestaltung – Erfahrungen aus Baden-Württemberg. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Heft 180, S. 116-134.

Kern, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung – Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.

Klaus, J.; Pflügner, W.; März, F.; Schöttner, G. (1983): Pilotprojekt Bewirtschaftungsplan Leine, Band 12. Ökonomische Bewertung der Gewässergüte in Fließgewässern. UBA-Texte 31/83, Berlin.

Kreuzberg, J.; Müller, U. (1997): Volkswirtschaftliche Effizienz von Maßnahmen zum Gewässerschutz. Korrespondenz Abwasser (44), Nr.2, S. 220 –238.

Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern (1997): Verfahrensbeschreibung zur Kartierung und Bewertung der Strukturgüte von Fließgewässern in M.-V., Gülzow.

Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (1998): Sanierungskonzept Lahn. Heft 3, Schlussbericht. Aktion Blau – Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz, Mainz.

Lange, G.; Lechner, K. (1989): Gewässerregelung, Gewässerpflege: naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern. Parey, Hamburg/Berlin.

LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer - Empfehlung. Kulturbuch-Verlag GmbH, Berlin.

LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen, 6. Auflage, Stuttgart.

LfU Handbuch Wasser 2 Heft 3 (1992): Gewässerentwicklungsplanung – Leitlinien. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

LfU Handbuch Wasser 2 Heft 11 (1994): Gewässerrandstreifen – Voraussetzung für die naturnahe Entwicklung von Gewässern. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

LfU Handbuch Wasser 2 Heft 17 (1992/93): Morphologischer Zustand der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

LfU Handbuch Wasser 2 Heft 19 (1995): Gesamtkonzept Naturnahe Unterhaltung von Fließgewässern – Möglichkeiten, Techniken, Perspektiven. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

LfU Handbuch Wasser 2 Heft 20 (1995):Naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern, Teil III – Dokumentation der Entwicklung ausgewählter Pilotvorhaben. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

LfU Handbuch Wasser 2 Heft 37 (1997): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Europäischen Union und anderen Ländern – Literaturstudie. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

LfU Leitfaden (1999): Gewässerentwicklung in Baden-Württemberg, Leitfaden Teil 1 - Grundlagen. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

LUA - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung. Merkblätter Nr. 14, Essen.

Mangelsdorf, J.; Scheuermann, K. (1990): River Morphology: A Guide for Geoscientists and Engineers. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.

Mauch, E. (1992): Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. In: Ökologische Bewertung von Fließgewässern – Limnologie aktuell, Bd. 3, S. 205 – 218, Gustav Fischer, Stuttgart.

Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (1992): Handbuch Wasserbau – Naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern, Heft 2, Stuttgart.

Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (1993): Handbuch Wasserbau – Naturgemäße Bauweisen, Heft 5, Stuttgart.

Ministerium für Umwelt und Forsten, Rheinland-Pfalz (1999): Aktion Blau – Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz, Bilanz und Ausblick 1999, Mainz.

Nadolny, I. (1994): Morphologie und Hydrologie naturnaher Flachlandbäche unter gewässertypologischen Gesichtspunkten. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Heft 189.

Niedersächsische Landesamt für Ökologie (1995): Fließgewässerrenaturierung in der Praxis, Expertenkolloquium. Nachhaltiges Niedersachsen 1 – Dauerhafte umweltgerechte Entwicklung, Hildesheim.

Niehoff, N. (1996): Ökologische Bewertung von Fließgewässerlandschaften – Grundlage für Renaturierung und Sanierung. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.

Otto, A. (1991): Grundlagen einer morphologischen Typologie der Bäche. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Heft 180, S. 1-94.

Otto, A. (1992): Gewässerstrukturgütekartierung in Rheinland-Pfalz. In: Beiträge zum Jahresbericht der Wasserwirtschaft. – Berichte des Landesamts für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Mainz.

Otto, A. (1995): Aktion Blau – Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz.

Otto, A. (1996): Renaturierung als Teil der ökologischen Fließgewässersanierung. Kasseler Wasserbau-Mitteilungen Nr. 6, S. 25-34, Tönsmann, F. (Hrsg.), Herkules Verlag.

Patt, H.; Jürging, P.; Kraus, W. (1998): Naturnaher Wasserbau – Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.

Pelikan, W. (1995): Agrarische Operationen in Hochwasserabflussgebieten. In: Leben mit der Hochwassergefahr und Anpassung. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft Heft 14, Technische Universität Graz.

Rickert, K.; Ruiz-Rodriguez, E.; Ruwenstroth, G. (1993): Fallbeispiel zur Nutzwertanalyse – Wasserwirtschaftliche Planung Emstal. Mitteilungen des Deutschen Verbands für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 23, Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

Robinson, R.; Hansen, W.; Orth, K. (1995): Evaluation of Environmental Investments Procedures Manual – Cost Effectiveness and Incremental Cost Analyses. IWR Report 95-R-1; U.S. Army Corps of Engineers, Alexandria.

Rosgen, D. (1996): Applied River Morphology. Wildland Hydrology, Pagosa Springs.

Röttcher, K.; Tönsmann, F. (1999): Kosten-Nutzen-Untersuchungen für Hochwasserschutzmaßnahmen am Beispiel der Losse (Nordhessen). Wasser und Boden (51), Nr. 3, S. 34 – 39.

Scherle, J. (1999): Entwicklung naturnaher Gewässerstrukturen – Grundlagen, Leitbilder, Planung. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Heft 199.

Schmidt, T. (1996): Gebietsbezogenes Renaturierungskonzept für einen Mittelgebirgsbach am Beispiel der Losse. In: Sanierung und Renaturierung von Fließgewässern – Grundlagen und Praxis. Kasseler Wasserbau-Mitteilungen Nr. 6, S. 185-205, Tönsmann, F. (Hrsg.), Herkules Verlag.

Schulz, W.; Schulz, E. (1991): Zur umweltpolitischen Relevanz von Nutzen-Kosten-Analysen in der Bundesrepublik Deutschland. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 3/91, S. 299 – 337.

Smukalla, R.; Friedrich, G. (1994): Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Materialien Nr. 7, Essen.

Statzner, B. (1988): Ökologische Optimierung wasserbaulicher Maßnahmen. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft TWTH Aachen, Mitteilungen Heft 71, S. 85 – 120.

Strähle, H. (1996): Gewässerschutz – auch in Zukunft noch eine Herausforderung. In: Lebensraum Gewässer – nachhaltiger Gewässerschutz im 21 Jahrhundert. Internationales Symposium der LAWA 1996, Heidelberg.

Tönsmann, F. (1996): Hochwasserschutz und Renaturierung. In: Sanierung und Renaturierung von Fließgewässern – Grundlagen und Praxis. Kasseler Wasserbau-Mitteilungen Nr. 6, S. 35-46, Tönsmann, F. (Hrsg.), Herkules Verlag.

Träbing, K. (1996): Ökomorphologische Kenngrößen für die Strukturvielfalt von Fließgewässern. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Hochschule Darmstadt, Heft 96.

Träbing, K. et al. (1997): Nachhaltige Durchwanderbarkeit von Fließgewässern als wasserwirtschaftliche Aufgabe. Wasser und Boden (49), Nr. 1, S. 46-50.

USAD (1998), United States Department of Agricultures: Stream Corridor Restoration - Principles, Practices, and Processes. Federal Interagency Stream Restoration Working Group.
[www.usda.gov/stream_restoration/copies.html]. Washington, D.C..

Wild, V; Meyer, J. (1995): Maßnahmen und Programme zum Schutz, zur Gestaltung und zur Entwicklung saarländischer Fließgewässer. In: Fließgewässerrenaturierung in der Praxis, Expertenkolloquium. Nachhaltiges Niedersachsen 1 – Dauerhafte umweltgerechte Entwicklung. Niedersächsische Landesamt für Ökologie, Hildesheim.

Wild, V.; Kunz, M. (1992): Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter Strukturparameter. In: Ökologische Bewertung von Fließgewässern – Limnologie aktuell, Bd. 3, S. 219 – 251.

WRRL - Wasserrahmenrichtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L327/1 - L327/71.

Zangemeister, Ch. (1976): Nutzwertanalyse in der Systemtechnik, 4. Auflage, München.

Zumbroich, T.; Müller, A.; Friedrich, G. (1999): Strukturgüte von Fließgewässern, Grundlagen und Kartierung. Springer Verlag, Berlin/Heidelberg.