

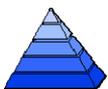
# Wirtschaftliche Aspekte der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Methodenkonzeption

im Auftrag der



**Prof. Dr. Christoph Lange**  
**Dipl.-Kfm. Devid Krull**  
**Dipl.-Kfm. Mathias Pianowski**

**Dr.-Ing. Friedrich-Wilhelm Bolle**  
**Dr.-Ing. Natalie Palm**  
**Dipl.-Ing. Paul Wermter**



**Lehrstuhl für Betriebswirtschaftslehre,  
insb. Umweltwirtschaft und Controlling  
Universität Duisburg-Essen**



**Forschungsinstitut für  
Wasser- und Abfallwirtschaft  
an der RWTH Aachen**

Essen/Aachen

- Februar 2007 -

## **Auftraggeber**



Kronprinzenstraße 24  
45128 Essen

## **Ansprechpartner**

Herr Hurck  
Herr Dr. Nafo

## **Bearbeitung**

Prof. Dr. Christoph Lange  
Tel. 0201/183-2317  
Fax 0201/183-2320  
c.lange@uni-duisburg-essen.de

Dr.-Ing. Friedrich-Wilhelm Bolle  
Tel. 0241/80-26825  
Fax 0241/87 09 24  
bolle@fiw.rwth-aachen.de

Dipl.-Kfm. Devid Krull  
Tel. 0201/183-2316  
devid.krull@uni-duisburg-essen.de

Dipl.-Ing. Paul Wermter  
Tel. 0241/80-26819  
wermter@fiw.rwth-aachen.de

Dipl.-Kfm. Mathias Pianowski  
Tel. 0201/183-3747  
mathias.pianowski@uni-duisburg-essen.de

Dr.-Ing. Natalie Palm  
Tel. 0241/80-23950  
palm@fiw.rwth-aachen.de

Universität Duisburg-Essen  
Campus Essen  
Fachbereich 5  
Lehrstuhl für Betriebswirtschaftslehre,  
insb. Umweltwirtschaft und Controlling  
45117 Essen

Forschungsinstitut für Wasser- und Abfall-  
wirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) e. V.  
Mies-van-der-Rohe-Str. 17  
52056 Aachen

# Inhaltsverzeichnis

<b>Inhaltsverzeichnis .....</b>	<b>III</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis .....</b>	<b>VI</b>
<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>VIII</b>
<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>X</b>
<b>1 Kurzfassung .....</b>	<b>1</b>
<b>2 Problemstellung und Vorgehen bei der Methodenentwicklung .....</b>	<b>13</b>
<b>3 Grundlagen der ökonomischen Aspekte der Wasserrahmenrichtlinie .....</b>	<b>16</b>
<b>3.1 Einführung.....</b>	<b>16</b>
<b>3.2 Abgrenzung der Kosteneffizienz und Auswahl des kosteneffizienten Maßnahmenprogramms .....</b>	<b>32</b>
3.2.1 Begriff der Kosteneffizienz.....	32
3.2.2 Auswahl des kosteneffizienten Maßnahmenprogramms .....	33
<b>3.3 Umwelt- und Ressourcenkosten .....</b>	<b>36</b>
3.3.1 Begriffsproblematik und Vorgehensweise zur Definition .....	36

3.3.2	Interpretationen von Umwelt- und Ressourcenkosten in den Arbeitsgruppen der Common Implementation Strategy .....	36
3.3.2.1	Überblick .....	36
3.3.2.2	Interpretationen von Umwelt- und Ressourcenkosten in der CIS-Arbeitsgruppe WATECO .....	37
3.3.2.3	Interpretationen von Umwelt- und Ressourcenkosten in der CIS-Arbeitsgruppe DG ECO2 .....	39
3.3.3	Überblick Methoden zur Bewertung von Umwelt- und Ressourcenkosten.....	41
3.3.4	Anforderungen für die Konkretisierung der Begriffe Umwelt- und Ressourcenkosten auf Basis einer ziel- und zweckbestimmten Betrachtung ihrer Bedeutung in der Wasserrahmenrichtlinie .....	45
3.3.5	Schlussfolgerungen für eine abschließende Definition von Umwelt- und Ressourcenkosten .....	51
3.3.6	Überblick über den Umgang mit URK in Deutschland und ausgewählten europäischen Ländern.....	62
<b>3.4</b>	<b>Ökonomische Begründung von Ausnahmetatbeständen .....</b>	<b>64</b>
3.4.1	Ausnahmetatbestände im Rahmen der WRRL.....	64
3.4.2	Ökonomisches Begriffsverständnis der Unverhältnismäßigkeit.....	66
3.4.3	Methodik zur Bestimmung unverhältnismäßig hoher Kosten .....	68
3.4.3.1	Entscheidungskriterien und Entscheidungsregeln.....	68
3.4.3.2	Methoden zur Beurteilung von Unverhältnismäßigkeit ...	72
3.4.4	Angemessener Beitrag der Wassernutzungen .....	77

<b>4</b>	<b>Handlungshilfe zur integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung .....</b>	<b>85</b>
----------	---	-----------

<b>4.1 Ziel und Vorgehensweise .....</b>	<b>85</b>
<b>4.2 Grundlagen und Prämissen .....</b>	<b>86</b>
<b>4.3 Rahmenbedingungen und Maßnahmenentwicklung .....</b>	<b>93</b>
4.3.1 Analyse der Rahmenbedingungen der Maßnahmenplanung .....	93
4.3.2 Maßnahmenentwicklung.....	96
<b>4.4 Sozioökonomische Bewertung.....</b>	<b>99</b>
4.4.1 Überblick .....	99
4.4.2 Ermittlung des sozioökonomischen Belastungsprofils....	99
4.4.3 Gegenüberstellung der Alternativen im Kosten- Diagramm und Akzeptanz-Diagramm .....	114
<b>4.5 Auswahlentscheidung.....</b>	<b>116</b>
 <b>5 Fazit.....</b>	 <b>121</b>
 <b>Literaturverzeichnis .....</b>	 <b>124</b>
<b>Anhang A – Einordnung der Kostenbegriffe in den             wirtschaftswissenschaftlichen Hintergrund .....</b>	<b>138</b>
<b>Anhang B – Methoden zur Bewertung externer Effekte .....</b>	<b>147</b>
<b>Anhang C – Kurzbeschreibung der dynamischen             Kostenvergleichsrechnung .....</b>	<b>156</b>

## Abkürzungsverzeichnis

Abs.	Absatz
Art.	Artikel
CIS	Common Implementation Strategy
DG ECO2	Drafting Group ECO2
insb.	insbesondere
IVU	Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
IVU-RL	Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie)
Kap.	Kapitel
KVR	Kostenvergleichsrechnung
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LWG	Landeswassergesetz
MUNLV	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
N-RL	Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitratrichtlinie)
NRW	Nordrhein-Westfalen
RK	Ressourcenkosten
SUP	Strategische Umweltprüfung
UBA	Umweltbundesamt
UK	Umweltkosten
URK	Umwelt- und Ressourcenkosten
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
VGS-EG	Veranlagungsgrundsätze Emschergenossenschaft

WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie)

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Ablaufschema der integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung zur Umsetzung der WRRL.....	5
Abbildung 2:	Die Interaktion der verschiedenen Betrachtungsebenen bei der Umsetzung der WRRL .....	6
Abbildung 3:	Integrative Bewertung von Kosteneffizienz und Verhältnismäßigkeit auf Basis des sozioökonomischen Belastungsprofils .....	8
Abbildung 4:	Gegenüberstellung der betriebswirtschaftlichen Kosten alternativer Maßnahmenkombinationen im Kosten-Diagramm.....	11
Abbildung 5:	Gegenüberstellung der alternativen Maßnahmenkombinationen bzgl. ihrer Beeinträchtigung der Erschwinglichkeit sowie ihres sonstigen volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials im Akzeptanz- Diagramm.....	11
Abbildung 6:	Die Bedeutung wirtschaftlicher Elemente im Prozess der WRRL ...	25
Abbildung 7:	Wassernutzungen und Wasserdienstleistungen .....	28
Abbildung 8:	Spannungsfeld der Untersuchung .....	29
Abbildung 9:	Differenzierung zwischen Kosten unterschiedlicher Richtlinien.....	31
Abbildung 10:	Monetäre Methoden zur Bewertung von Umwelt und Ressourcenkosten.....	44
Abbildung 11:	Anforderungen an Definition und Methodik für URK i. S. v. Art. 9 ...	48
Abbildung 12:	Das Zweistufige Subtraktionsmodell .....	80
Abbildung 13:	Ablaufschema der integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung .....	91
Abbildung 14:	Interaktion verschiedener Betrachtungsebenen zur Umsetzung der WRRL .....	94
Abbildung 15:	Integrative Bewertung von Kosteneffizienz und Verhältnismäßigkeit auf Basis des sozioökonomischen Belastungsprofils .....	101

Abbildung 16:	Determinanten des Erschwinglichkeitsmaßes Q und mögliche Auswirkungen einer Überdehnung der Kostentragfähigkeit .....	108
Abbildung 17:	Kosten-Diagramm .....	115
Abbildung 18:	Akzeptanz-Diagramm.....	116
Abbildung 20:	Internalisierte und externe Umweltkosten .....	140
Abbildung 21:	Umweltkosten in der Systematik betriebswirtschaftlicher Kostenbegriffe .....	142
Abbildung 22:	Ablaufschema einer dynamischen KVR .....	156
Abbildung 23:	Grundkonzept der Verarbeitung der Kostenreihe einer Maßnahme im Rahmen der dynamischen KVR .....	159

## **Tabellenverzeichnis**

Tabelle 1:	Zeitplan der Wasserrahmenrichtlinie .....	18
Tabelle 2:	Abgrenzung von Wassernutzungen, Wasserdienstleistungen und sonstigen Aktivitäten nach Orth, Hoppe und Pecher 2003 .....	27
Tabelle 3:	Überblick über Definitionen und Methoden in ausgewählten europäischen Ländern.....	64
Tabelle 4:	Einstufung des (sonstigen) volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials .....	113

# 1 Kurzfassung

Im Rahmen des Kooperationsprojekts „Wirtschaftliche Aspekte der Wasserrahmenrichtlinie – Methodenkonzeption“ mit der Universität Duisburg-Essen, Campus Essen, Lehrstuhl für Betriebswirtschaftslehre, insb. Umweltwirtschaft und Controlling (Prof. Dr. Christoph Lange) und dem Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH-Aachen FiW e.V. wurden im Auftrag der Emschergenossenschaft die mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie verbundenen wirtschaftlichen Aspekte untersucht.

Wesentliche Ziele der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sind der Schutz der aquatischen Ökosysteme sowie die Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung. Das angestrebte einheitliche Schutzniveau der Gewässer in Europa zielt auch auf die Vermeidung von Wettbewerbsnachteilen zwischen den Mitgliedsstaaten ab. Zur Erreichung dieser Ziele enthält die WRRL einige neue Ansätze. Dazu gehört die explizite **Integration ökonomischer Ansätze, Prinzipien und Instrumente**, die im Fokus der Untersuchung dieses Projekts stehen. Ziel dieser Untersuchung ist v. a. die **konzeptionelle Entwicklung von Methoden** für die **ökonomische Begründung von Ausnahmetatbeständen** nach Art. 4 Abs. 4 und Abs. 5 WRRL aufgrund von unverhältnismäßig hohen Kosten, zur **Ermittlung von umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten (URK)** im Rahmen der Kostendeckung gemäß Art. 9 WRRL sowie zur **Auswahl eines kosteneffizienten Maßnahmenprogramms** gemäß Art 11 i. V. m. Anhang III WRRL.

Die **zentralen Ergebnisse im Hinblick auf die für die wirtschaftlichen Aspekte der WRRL wichtigen Begriffe und Methoden** werden im Folgenden zusammengefasst:

- Zur Ermittlung eines kosteneffizienten Maßnahmenprogramms gemäß Art. 11 und Anhang III WRRL ist **Kosteneffizienz** im Sinne eines Ansatzes einer fixen Effektivität zu verstehen. D. h., nur solche Maßnahmenkombinationen werden in einen relativen Vorteilhaftigkeitsvergleich auf Basis ihrer Kosten einbezogen, die die Umweltziele der WRRL vollständig erreichen und damit die **gleiche Effektivität** aufweisen. Abweichungen von dieser Effektivität sind nur im Zusammenhang mit einer Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen zulässig.

- Kosteneffizienz bezieht sich grundsätzlich sowohl auf betriebswirtschaftliche als auch auf volkswirtschaftliche Kosten.
- Die unbestimmte Forderung zur Berücksichtigung von URK im Rahmen der Kostendeckung der Wasserdienstleistungen lässt große **Interpretationsspielräume** und muss daher sowohl begrifflich als auch methodisch ausgefüllt werden. Diese **Konkretisierung** sollte zwar **theoretisch fundiert aber gleichermaßen praktikabel** sein.
- Auf europäischer Ebene wurden Definitionen für die Begriffe **Umweltkosten (UK)** und **Ressourcenkosten (RK)** von den Arbeitsgruppen WATECO und DG ECO2 vorgeschlagen. Die wohlfahrtstheoretisch orientierten Definitionen der DG ECO2 – insb. der RK – erscheinen nicht zweckmäßig. Zur **praktischen Umsetzung** des Kostendeckungsprinzips ist es vielmehr sinnvoll, URK als **Begriffspaar** zu verwenden und dabei die weiter gefasste Definition von UK der WATECO zugrunde zu legen. Auf diese Weise können die intendierten Funktionen der Kostendeckung (Information-, Anreiz- und Finanzierungsfunktion) hinreichend gewährleistet werden.
- Ein durch die URK zu bewertender Umweltschaden kann dabei als Differenz von einem Zielzustand und einem Referenzzustand definiert werden. Im Rahmen der WRRL ist der Zielzustand durch die Umweltziele vorgegeben.
- Um URK in Entscheidungen berücksichtigen zu können, müssen diese bewertet werden. In der umweltökonomischen Literatur wird eine Vielzahl von Bewertungsmethoden diskutiert, die meist theoretisch sehr elaboriert, in der praktischen Anwendung aber mit einer Vielzahl von Problemen behaftet sind. Als **pragmatische Methoden** kann man verbal-argumentative Kommentierungen, ordinale Verfahren sowie die kostenorientierten (monetären) Methoden ansehen. Die pragmatischen Verfahren haben gegenüber den übrigen Bewertungsverfahren v. a. den Vorteil, dass sie einfacher durchzuführen sind und dass die benötigten Daten i. d. R. allgemein verfügbar sind.
- Für die flächendeckende Ermittlung von URK kann ein **kostenorientierter Ansatz** belastbare und mit vertretbarem Aufwand ermittelbare Schätzwerte liefern. Die Prämisse zur Anwendung des kostenorientierten Ansatzes, dass der Nutzen die Kosten übersteigt, ist als gewährleistet anzusehen, wenn zudem Art. 11 (Kosteneffizienz) und Art. 4 (Ausnahmetatbestände) WRRL integ-

riert betrachtet werden, da im Rahmen des Art. 4 WRRL eben diese Prämisse mittels präferenzbasierter Bewertung der Nutzenseite im Zweifelsfall (Verdacht der Unverhältnismäßigkeit) überprüft werden kann.

- Der im Rahmen der Kostendeckung der Wasserdienstleistungen nach Art. 9 WRRL geforderte **angemessene Beitrag der Wassernutzungen** lässt sich durch ein zweistufiges Verfahren mit einem Entlastungs- und einem Belastungsschritt praktikabel und im Sinne des Verursacherprinzips ermitteln. Der Entlastungsschritt stellt dabei sicher, dass das Risiko einer (technisch oder wirtschaftlich) nicht vollständig durchführbaren Zuordnung von fehlinternalisierten Kosten zu den einzelnen Wassernutzungen nicht bei den Kunden der Wasserdienstleistungen, sondern bei der Allgemeinheit liegt.
- Die (ökonomische) Begründung von Ausnahmetatbeständen erfolgt aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten. Oberster Grundsatz für die **Verhältnismäßigkeit der Kosten** ist u. E. eine hinreichende **Akzeptanz des Maßnahmenprogramms durch die betroffenen Anspruchsgruppen**, da nur so die anspruchsvollen Ziele der WRRL umgesetzt werden können.
- Eine hinreichende Akzeptanz ist unwahrscheinlich, wenn ein signifikantes **Missverhältnis von Kosten und Nutzen**, eine **Kostenbelastung von Betroffenen über ihre Tragfähigkeit hinaus** oder eine als ungerecht empfundene **Kostenbelastung** aufgrund einer groben **Missachtung des Verursacherprinzips** vorliegt.
- **Detaillierte Kosten-Nutzen-Analysen** zur Prüfung der Verhältnismäßigkeit der Kosten bedingen die präferenzbasierte Ermittlung des mit der Durchführung der Maßnahmen verbundenen gesellschaftlichen Nutzens und sind daher häufig **zu aufwändig**. Grundsätzlich ist für jede Entscheidungssituation eine Abwägung der angestrebten Entscheidungsqualität und des dafür notwendigen methodischen Aufwandes vorzunehmen. Je nach Entscheidungssituation zur Beurteilung von Unverhältnismäßigkeit können daher pragmatischere Methoden herangezogen werden. Diese reichen von **Plausibilitätsüberlegungen** und **Expertenurteilen** auf Basis von **Diskussionen mit den Stakeholdergruppen** bis zu **Kosten-Nutzen-Abwägungen auf Basis ausgewählter Indikatoren** wie bspw. Beschäftigungseffekten und medienübergreifenden Umweltwirkungen.

Um Widersprüche und Mehrarbeiten bei der Umsetzung der WRRL zu vermeiden, ist es erforderlich, einen konsistenten Gesamtansatz zu verfolgen. Dadurch soll ein transparentes sowie im Hinblick auf den Planungsaufwand vorteilhaftes Vorgehen, das zur Akzeptanz sowohl des Prozesses als auch des Ergebnisses der Maßnahmenplanung beiträgt. Das im Folgenden dargestellte Konzept einer integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung beschreibt einen iterativen Optimierungsprozess und ermöglicht eine integrierte Betrachtung der technischen und ökonomischen Maßnahmenbewertung einerseits sowie der Kosteneffizienz (relative Vorteilhaftigkeit) und Verhältnismäßigkeit (absolute Vorteilhaftigkeit) von Maßnahmen andererseits. Für die Durchführung der integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung stellen Teileinzugsgebiete von ca. 1000 qkm Größe aus wasserwirtschaftlich-technischer Sicht **handhabbare Planungsgebiete** dar.

Auf Basis der Erkenntnisse zu den untersuchten Begriffen und Methoden wird eine **Handlungshilfe für eine integrative sozioökonomische Maßnahmenplanung** entwickelt, deren zentrale Elemente im Folgenden dargestellt werden (vgl. Abb. 1):

Kurzfassung

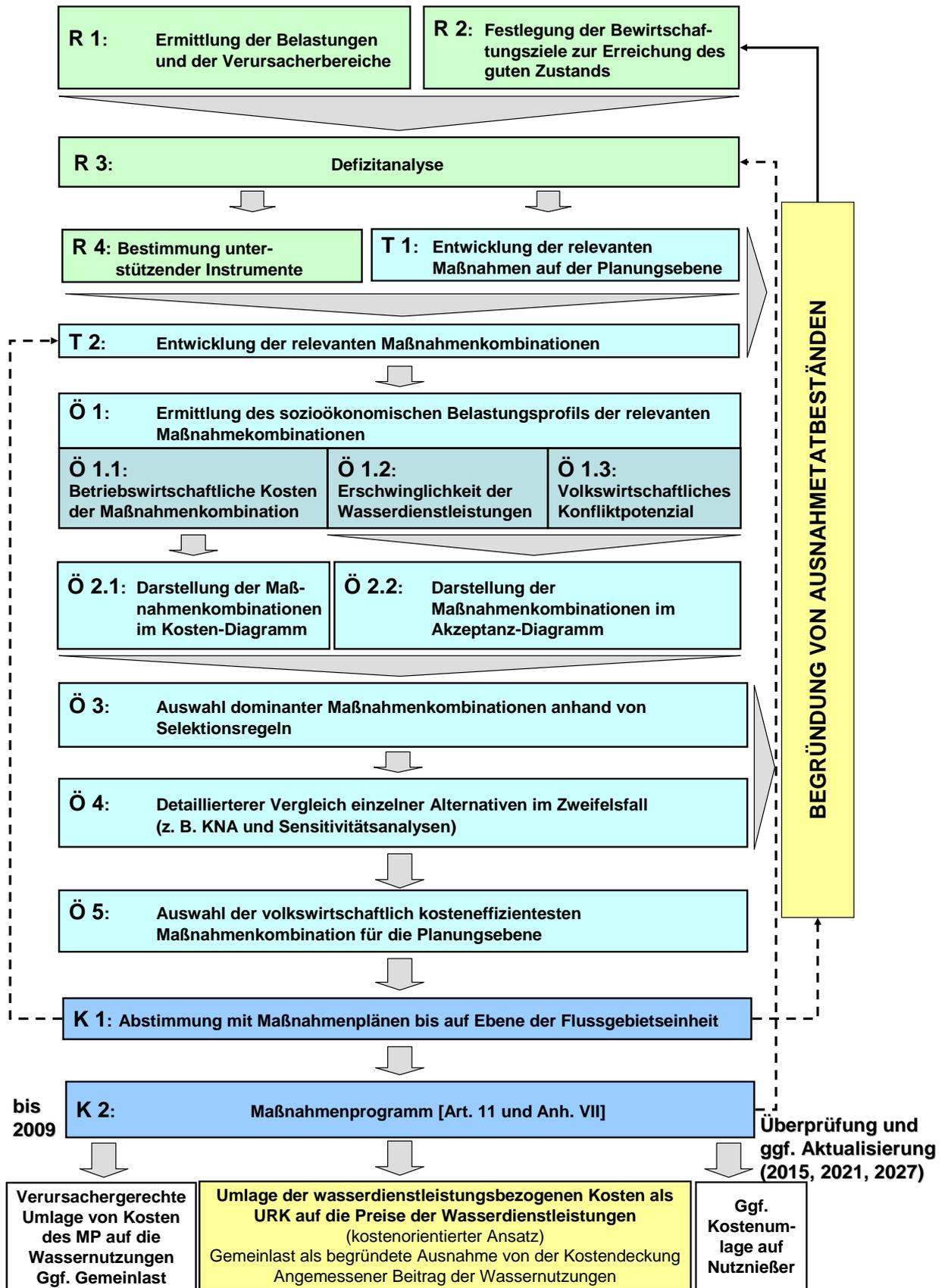


Abbildung 1: Ablaufschema der integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung zur Umsetzung der WRRL

- Die **relevanten Rahmenbedingungen** der Maßnahmenplanung sind der Handlungsbedarf, der sich aus den Ergebnissen der Bestandsaufnahme bzw. des Monitorings (R 1) und der Konkretisierung der Bewirtschaftungsziele (R 2) ergibt, sowie sinnvolle **unterstützender Instrumente der Umweltpolitik** (R 3). Im Rahmen einer Top-Down-Konkretisierung werden somit auf jeder Betrachtungsebene Vorgaben für den Handlungsbedarf auf der nachfolgenden Ebene generiert. Auf der Planungsebene selbst werden der Handlungsbedarf für die Wasserkörper in ihrem Planungsgebiet koordiniert und die für die Maßnahmenplanung benötigten Informationen auf Ebene der Wasserkörper ermittelt, um die lokalen Gegebenheiten und Erfahrungen ausreichend berücksichtigen zu können. Die Maßnahmenplanungen auf Ebene der Planungsgebiete (T 1 bis Ö 5) werden schließlich bottom-up bis auf Ebene der Flussgebietseinheit koordiniert, um Wechselwirkungen der einzelnen Maßnahmenplanungen im Hinblick auf die Erfüllung der Bewirtschaftungsziele auf Flussgebietsebene zu berücksichtigen (K 1, K 2). Dazu müssen gegebenenfalls Rückkopplungen mit den Maßnahmenplanungen der Planungsgebiete vorgenommen werden.

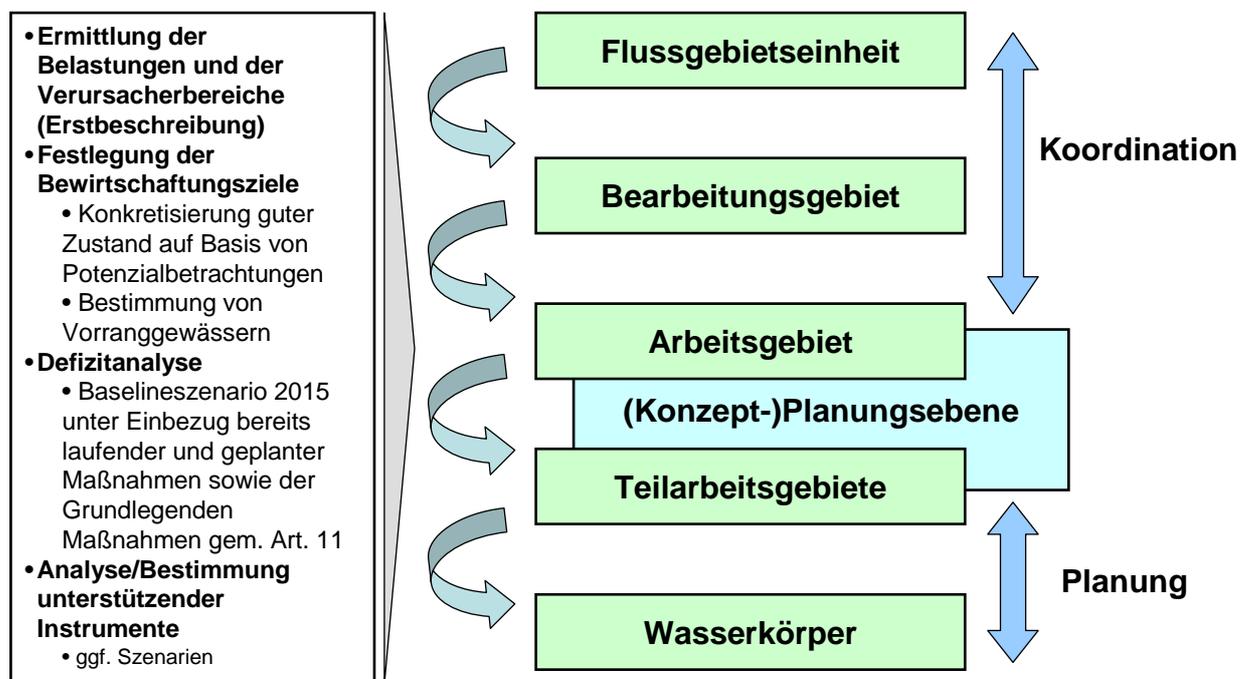


Abbildung 2: Die Interaktion der verschiedenen Betrachtungsebenen bei der Umsetzung der WRRL

- Schon beim Herunterbrechen der Bewirtschaftungsziele durch eine **Festlegung realistischer, differenzierter Ziele** können die knappen finanziellen Mittel mit Blick auf das Gesamtziel frühzeitig auf Erfolg versprechende Projekte konzentriert und der administrative Aufwand zur Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen begrenzt werden. Eine wichtige Rolle spielt in diesem Zusammenhang die **Ausweisung von Wasserkörpern als Heavily Modified Water Bodies (HMWB)**, für welche dann das *gute ökologische Potenzial* konkretisiert werden muss.
- Die **Vorauswahl zweckmäßiger Maßnahmenkombinationen** (T 1 und T 2) im Rahmen der technischen Maßnahmenentwicklung reduziert den Aufwand der sich anschließenden ökonomischen Bewertung.
- Als Kriterium der technischen Relevanz einer Maßnahmenkombination muss also eine hinreichend hohe Wahrscheinlichkeit, die Bewirtschaftungsziele **vollständig** zu erreichen, herangezogen werden (Ansatz der fixen Effektivität). Neben der Beurteilung der technischen Relevanz, die den Schwerpunkt der Maßnahmenentwicklung bildet, sollte bereits eine erste Einschätzung der ökonomischen Relevanz der Maßnahmen erfolgen. Vorhandene Erfahrungswerte zu den spezifischen Vermeidungskosten alternativer Maßnahmen in Bezug auf einen Defizitparameter (Kostenwirksamkeit) können erste Hinweise in Bezug auf eine zielgerichtete Zusammenstellung kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen geben. Anhand von Plausibilitätschecks und Expertenurteilen kann zudem ohne großen methodischen Aufwand geprüft werden, ob mit einer potenziellen Maßnahme **prohibitive betriebswirtschaftliche Kosten** oder **prohibitive volkswirtschaftliche Effekte** verbunden sind.
- Die als relevant identifizierten Alternativen werden anschließend einer systematischen sozioökonomischen Bewertung unterzogen, wobei sowohl die Kosteneffizienz (relative Vorteilhaftigkeit) als auch die Verhältnismäßigkeit der Kosten (absolute Vorteilhaftigkeit) der Alternativen geprüft wird (vgl. folgende Abbildung). Ziel ist es, einen **transparenten und nachvollziehbaren Maßnahmenauswahlprozess** zu entwickeln, innerhalb dessen diejenigen Alternativen, die mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbunden sind, möglichst frühzeitig und aufwandssparend identifiziert und aus dem Auswahlprozess ausgeschlossen werden können. Wichtig ist dabei die Frage, wann welche

volkswirtschaftlichen Kosten zwingend einbezogen werden müssen und in welcher Form sie bewertet werden müssen, um eine hinreichende Entscheidungsqualität zu gewährleisten.

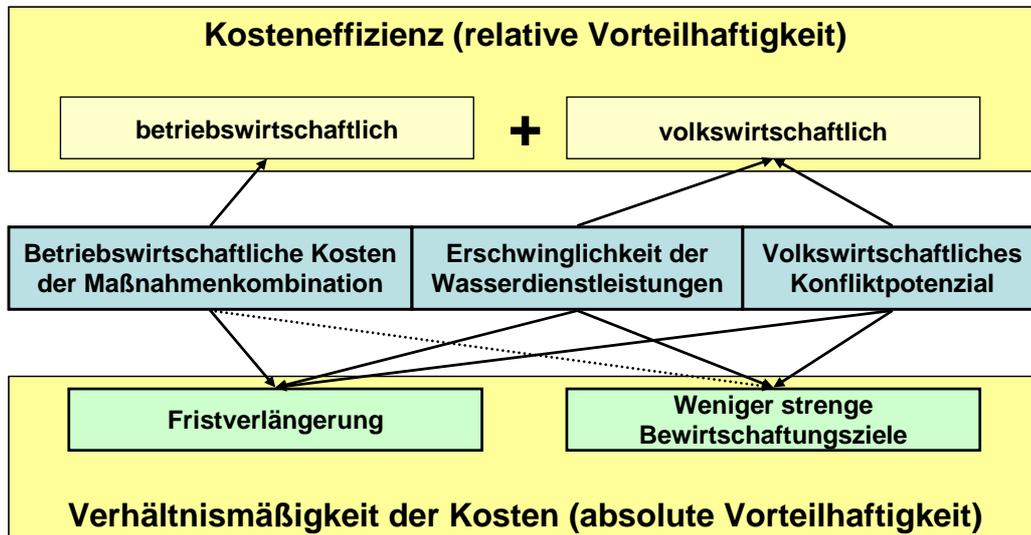


Abbildung 3: Integrative Bewertung von Kosteneffizienz und Verhältnismäßigkeit auf Basis des sozioökonomischen Belastungsprofils

- Zur Beurteilung der relativen und absoluten Vorteilhaftigkeit der zuvor identifizierten relevanten Maßnahmenkombinationen wird für diese jeweils ein **sozioökonomisches Belastungsprofil** ermittelt (Ö 1). Dieses besteht aus den drei Komponenten *betriebswirtschaftliche Maßnahmenkosten*, (Beeinträchtigung der) *Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen für private Haushalte* und dem (sonstigen) *volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzial*.
- Für einen relativen Vergleich alternativer Maßnahmenkombinationen können anhand der dynamischen Kostenvergleichsrechnung (KVR) die betriebswirtschaftlichen Maßnahmenkosten als Kostenbarwerte oder Jahreskosten ermittelt werden (Ö 1.1).
- Zur Integration relevanter volkswirtschaftlicher Effekte der Maßnahmenkombination in den relativen Vergleich sowie zur **Beurteilung der absoluten Vorteilhaftigkeit** (Verhältnismäßigkeit) ist eine Betrachtung der Erschwinglichkeit und des (sonstigen) volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials notwendig.

- Von der **Erschwinglichkeit der Wasserdienstleistungen**, die im Hinblick auf eine nachhaltige Versorgung mit Wasserdienstleistungen eine große (sozial-)politische Bedeutung besitzt, kann auf die Kostentragfähigkeit privater Haushalte im Hinblick auf Maßnahmen der WRRL geschlossen werden. Schon durch ein einfaches Erschwinglichkeitsmaß, welches die durchschnittlichen Ausgaben für Wasserdienstleistungen zu einer Einkommensgröße (beispielsweise dem durchschnittlichen verfügbaren Einkommen oder dem durchschnittlichen Nettoeinkommen) eines privaten Haushaltes in einer Region oder Kommune ins Verhältnis setzt, können auf Basis allgemein verfügbarer Daten erste Hinweise auf die Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen im betrachteten Gebiet gewonnen werden. Im Hinblick auf die sozialpolitischen Implikationen der Umsetzung der WRRL kann die Aussagekraft des Erschwinglichkeitsmaßes aber verbessert werden, wenn sozial differenziertere Betrachtungen, etwa im Hinblick auf die unteren Einkommensgruppen vorgenommen werden. Für eine transparente Beurteilung und Vergleichbarkeit der Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen müssen dabei von politischer Seite die zu verwendenden Bezugsgrößen sowie kritische Werte für das zu verwendende Erschwinglichkeitsmaß festgelegt werden. Als Orientierung können dabei Aussagen von supranationalen Organisationen wie der EU oder der OECD dienen, wonach der Anteil des verfügbaren Einkommens, der für Wasserdienstleistungen ausgegeben werden muss, 3-4% nicht überschreiten sollte (Ö 2.2).
- Das **(sonstige) volkswirtschaftliche Konfliktpotenzial** einer Alternative resultiert aus den Beeinträchtigungen der von der Umsetzung von Maßnahmen betroffenen Stakeholder und zielt wie das Erschwinglichkeitsmaß Q auf die Akzeptanz der Stakeholdergruppen ab. Wichtige Einflussfaktoren des volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials sind v. a. die wettbewerbliche **Beeinträchtigung der gewerblichen Kunden der Wasserdienstleistungen (Indirekt-einleiter) sowie der Direkteinleiter**, die **Beeinträchtigung einzelner Wassernutzungen** inkl. Eingriffe in bestehende Siedlungsstrukturen, die **regionale bzw. nationale Belastung der öffentlichen Haushalte**, **nicht-wasserbezogene ökologische Wirkungen** oder ein **regionales oder nationales Missverhältnis von Kosten und Nutzen**. Die **Klassifizierung des sonstigen volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials** einer Maßnahmen-

kombination (gering, mäßig, hoch) erfolgt auf Basis der oben genannten Faktoren durch Experteneinschätzung unter Stakeholderbeteiligung i. S. d. von der WRRL geforderten Öffentlichkeitsbeteiligung (Ö 2.3).

- Die Ausprägung der Komponenten Erschwinglichkeit der Wasserdienstleistungen und sonstiges volkswirtschaftliches Konfliktpotenzial ist stark geprägt durch die Lastenverteilung bei der Durchführung eines Maßnahmenprogramms. Die Frage der **Kostenträgerschaft** beschäftigt sich in diesem Zusammenhang auch mit der konkreten Umsetzung bzw. Umsetzbarkeit des Verursacherprinzips. Im Kontext der Maßnahmenplanung der WRRL gilt es insb., das Verursacherprinzip mit dem Prinzip der Kosteneffizienz sowie dem Aspekt der Kostentragfähigkeit zu vereinbaren, damit die Last letztendlich weitestgehend beim Verursacher oder ggf. einem Nutznießer liegt und nicht dort, wo sich Maßnahmen günstig umsetzen lassen. Hierfür müssen über den geforderten angemessenen Beitrag der Wassernutzungen zu den Kosten der Wasserdienstleistungen hinaus detailliertere Kompensationsmechanismen zur Vereinbarung dieser beiden Prinzipien entwickelt werden. In diesem Zusammenhang muss auch geklärt werden, in welchem Umfang auf das Gemeinlastprinzip zurückgegriffen werden kann bzw. wie eine Einbeziehung von Nutznießern erreicht werden kann.
- Eine grafische Anordnung der alphanumerisch gekennzeichneten alternativen Maßnahmenkombinationen ermöglicht einen **übersichtlichen Vergleich aller Alternativen**. Die Anordnung erfolgt dabei hinsichtlich des wahrscheinlichen Erfüllungszeitraums und des sozioökonomischen Belastungsprofils. Im Kosten-Diagramm werden dabei die betriebswirtschaftlichen Maßnahmenkosten (-barwerte) abgetragen (Ö 2.1), während im Akzeptanz-Diagramm das Erschwinglichkeitsmaß Q sowie das sonstige volkswirtschaftliche Konfliktpotenzial (durch die farbige Kennzeichnung der Alternativen) dargestellt werden (Ö 2.2). Hierdurch können auch Handlungsfelder in Bezug auf die Beantragung von Fördermitteln sowie die Inanspruchnahme von Fristverlängerungen und weniger strengen Bewirtschaftungszielen visualisiert werden.

## Kurzfassung

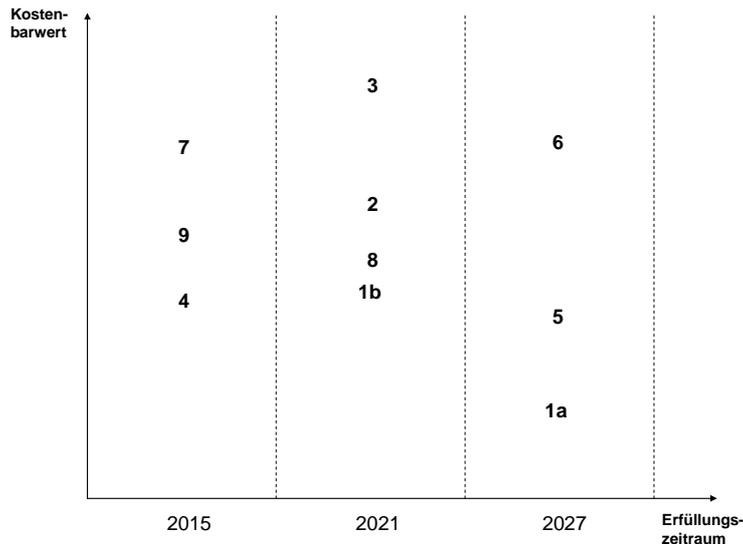


Abbildung 4: Gegenüberstellung der betriebswirtschaftlichen Kosten alternativer Maßnahmenkombinationen im Kosten-Diagramm

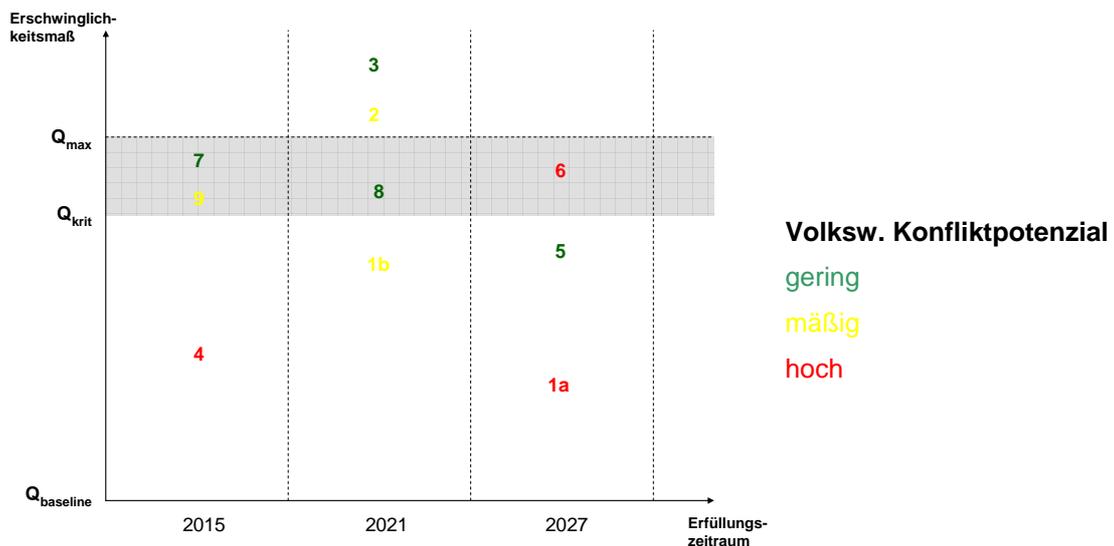


Abbildung 5: Gegenüberstellung der alternativen Maßnahmenkombinationen bzgl. ihrer Beeinträchtigung der Erschwinglichkeit sowie ihres sonstigen volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials im Akzeptanz-Diagramm

- Auf Basis eines automatisierbaren Selektionsalgorithmus wird versucht, eine **dominante, d. h. eine eindeutig überlegene, Alternative** zu identifizieren (Ö 3). Verbleiben jedoch mehrere Alternativen, für die keine eindeutige Dominanz feststellbar ist, sind diese einem detaillierteren Vergleich untereinander zu unterziehen, um die kosteneffizienteste Maßnahmenkombination für das Planungsgebiet zu bestimmen (Ö 4).

- Die **endgültige Entscheidung** muss mittels eines Konsistenzchecks auf Basis der Ergebnisse beider Diagramme erfolgen. Dabei sollten die Erschwinglichkeit und das sonstige volkswirtschaftliche Konfliktpotenzial übergewichtet werden, da diese entscheidend für die Akzeptanz der betroffenen Stakeholdergruppen i. S. e. *gerechten Lastenteilung* sind. Letztendlich müssen die Abwägung und die endgültige Entscheidung zu einem gewissen Maß auf **Erfahrung und Intuition der Entscheidungsträger** basieren. Um die Entscheidung für die betroffenen Stakeholdergruppen intersubjektiv nachvollziehbar zu machen, ist die Transparenz der Entscheidung durch eine sorgfältige Dokumentation zu gewährleisten (Ö 5).

## 2 Problemstellung und Vorgehen bei der Methodenentwicklung

### ■ Problemstellung

Erklärtes Ziel der im Dezember 2000 in Kraft getretenen europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die Erreichung eines guten Zustands der Gewässer der Europäischen Union bis 2015 (Art. 4 WRRL). Bei der Planung und Umsetzung dieser umweltpolitischen Ziele sind explizit auch wirtschaftliche Aspekte zu berücksichtigen. Im Mittelpunkt dieser ökonomischen Überlegungen stehen:

1. **die Wirtschaftliche Analyse der Wassernutzungen (Art. 5, Anh. III WRRL),**
2. **die Kostendeckung bei den Wasserdienstleistungen (Art. 9 WRRL),**
3. **die Auswahl kosteneffizienter Maßnahmenprogramme (Art. 11 WRRL) sowie**
4. **die ökonomische Begründung von Ausnahmetatbeständen (Art. 4 WRRL).**

Auf dem Weg zur Umsetzung der umweltpolitischen Ziele werden wirtschaftliche Aspekte als integraler Bestandteil sämtlicher Schritte angesehen. Insgesamt sind die hierzu unmittelbar in der WRRL formulierten Anforderungen – insb. bzgl. des Datenbedarfs und der Methoden – noch relativ unscharf. Empfehlungen für die Umsetzung der Wirtschaftlichen Analyse wurden v. a. von den Arbeitsgruppen der Common Implementation Strategy WATECO und DG ECO2 sowie auf nationaler Ebene von der LAWA erarbeitet. Die nun anstehenden Arbeiten zur Umsetzung der WRRL fokussieren sich auf die Planung der Maßnahmenprogramme zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele. Zur Form der methodischen Einbindung der oben genannten wirtschaftlichen Aspekte liegen bislang weder konkrete Vorgaben auf EU-Ebene noch auf nationaler Ebene vor. Ebenfalls ist unklar, auf welcher Betrachtungsebene (Flusseinzugsgebiet - Teileinzugsgebiet – Wasserkörpergruppen – Wasserkörper) die einzelnen Aspekte zu behandeln sind.

Die Emscher bestimmt seit Jahrzehnten die Lebensumstände der Menschen in der Region wie kaum ein anderer Fluss. In der Vergangenheit wurde das Bild der Emscherregion dabei v. a. durch den Bergbau sowie die Montanindustrie und den damit

verbundenen Folgen für die Wasserwirtschaft – insb. durch eine offene Abwasserführung – geprägt. Aus einem kleinen Wasserlauf inmitten einer Bruchlandschaft wurde so eine von Menschenhand umgestaltete wasserwirtschaftliche Hauptschlagader in einem der am dichtesten besiedelten Gebiete Europas. Ökologisch unverträgliche Folgen und starke Einschränkungen der Wohn- und Lebensqualität wurden mit Blick auf die wirtschaftliche Entwicklung auf Basis der Montanindustrie in hohem Umfang hingenommen.

Obwohl die Emschergenossenschaft bereits 1991 den Emscherumbau zur ökologischen Umgestaltung der Emscher und ihrer Nebenflüsse initiiert hat, stellt die Umsetzung der ambitionierten Ziele der WRRL für die Emscherregion eine besonders große Herausforderung dar.

Vor dem Hintergrund dieser großen Herausforderung und dem damit verbundenen enormen Finanzierungsbedarf, der sogar bis an die Grenzen der Belastbarkeit der Region führen könnte, ist ein genaues Verständnis und eine zielorientierte Einbindung der wirtschaftlichen Aspekte bei der Umsetzung der WRRL unerlässlich. Nur so kann eine tragfähige und damit von allen Betroffenen akzeptierbare Umsetzung der WRRL ermöglicht werden.

Ziel dieser Untersuchung ist daher die praxisnahe **konzeptionelle Entwicklung von Methoden** für die **wirtschaftlichen Aspekte der WRRL, insb. zur ökonomischen Begründung von Ausnahmetatbeständen** nach Art. 4 Abs. 4 und Abs. 5 WRRL aufgrund von unverhältnismäßig hohen Kosten, zur **Ermittlung von umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten (URK)** im Rahmen der Kostendeckung gemäß Art. 9 WRRL sowie zur **Auswahl eines kosteneffizienten Maßnahmenprogramms** gemäß Art 11 i. V. m. Anhang III WRRL in einem konsistenten Gesamtansatz.

#### ■ **Aufbau des vorliegenden Berichts**

Zur zielorientierten Bearbeitung der Fragestellungen der Methodenkonzeption dient der im Folgenden beschriebene Aufbau der Untersuchung.

Zunächst werden im **Kapitel 3** die für die wirtschaftlichen Aspekte der WRRL wichtigen **Begriffe und Methoden** analysiert. In **Kapitel 3.2** wird der Begriff der **Kosteneffizienz** abgegrenzt sowie das grundsätzliche Vorgehen bei der Auswahl eines kosteneffizienten Maßnahmenprogramms beschrieben. Im **Kapitel 3.3** werden die Begrif-

fe **Umweltkosten und Ressourcenkosten** konkretisiert, grundsätzlich vorhandene Methoden für deren Ermittlung vorgestellt sowie abschließend ein **Konzept zur Ermittlung von URK als Begriffspaar** formuliert. Anschließend wird in **Kapitel 3.4** der Begriff der **Unverhältnismäßigkeit** im Rahmen der ökonomischen Begründung von Ausnahmetatbeständen diskutiert und eine Methodik zur Bestimmung skizziert. Zudem wird in **Kapitel 3.4.4** die – eng mit der Problematik der Unverhältnismäßigkeit verknüpfte – Fragestellung des **angemessenen Beitrages der Wassernutzungen** diskutiert. In **Kapitel 4** wird in Form einer **Handlungshilfe** eine Vorgehensweise zu einer Integrativen sozioökonomischen Maßnahmeplanung dargestellt. In **Kapitel 5** werden die **wesentlichen Untersuchungsergebnisse** zusammengefasst und ein kurzer **Ausblick** gegeben.

## **3 Grundlagen der ökonomischen Aspekte der Wasserrahmenrichtlinie**

### **3.1 Einführung**

Lange Zeit war der europäische Gewässerschutz durch eine Vielzahl von Richtlinien, wie z. B. die Kommunalabwasser-, die Trinkwasser- und die Badegewässerrichtlinie geprägt, die sich aber jeweils nur mit einzelnen Aspekten des Gewässerschutzes befassten. Bei diesen Richtlinien spielten die biologischen und ökologischen Funktionen der Gewässer als Lebensräume für Pflanzen und Tiere eine eher untergeordnete Rolle.<sup>1</sup> Da die zahlreichen Richtlinien kein klares Gesamtkonzept erkennen ließen und teilweise nur schlecht aufeinander abgestimmt waren, wurden bereits Ende der 1980er Jahre erste Überlegungen zu einer ökologisch orientierten, nachhaltigen und kohärenten Gewässerbewirtschaftung in Europa angestellt.<sup>2</sup> Da in der Folge sowohl das Europäische Parlament als auch viele Mitgliedsstaaten die mangelnde Konsistenz der zahlreichen unterschiedlichen Richtlinien bemängelten, begann die Europäische Kommission 1995 mit der Entwicklung eines gemeinschaftlichen Konzepts für die Gewässerpolitik. Der erste Vorschlag für eine Wasserrahmenrichtlinie wurde 1997 vorgelegt. Nach einigen Änderungen in den darauf folgenden Jahren sowie der Verfassung eines gemeinsamen Standpunktes von Rat und Parlament, der im Oktober 1999 verabschiedet wurde, trat die EU-WRRL schließlich am 22. Dezember 2000 in Kraft.<sup>3</sup>

Zweck der Wasserrahmenrichtlinie ist der Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Europa.<sup>4</sup> Mit Hilfe eines gemeinschaftlichen Rahmens sollen nach Art.1 WRRL v. a. der Schutz sowie die Vermeidung einer Verschlechterung aquatischer Ökosysteme, die Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung, der Schutz und die Verbesserung der aquatischen Umwelt, der Schutz des Grundwassers sowie die Reduzierung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren erreicht werden. Zu diesem Zweck wurden in Art. 4 WRRL die Umweltziele der Richtlinie formuliert. Zentrales Ziel ist

---

<sup>1</sup> Vgl. LAWA 2001, S. 2.

<sup>2</sup> Vgl. Holzwarth/Bosenius 2002, S. 29.

<sup>3</sup> Vgl. Fuhrmann 2000, S.34f.

<sup>4</sup> Vgl. Art. 1 WRRL, für einen Überblick der programmatischen Ziele und Umweltziel vgl. auch Bosenius 2001, S. 27f.

dabei der *gute Zustand* aller Gewässer, der bis spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten der Richtlinie, d.h. bis Ende 2015 erreicht werden muss.<sup>5</sup> In Anhang V WRRL wird der Begriff *guter Zustand* anhand normativer Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustands näher spezifiziert.

Neben diesem primären Ziel werden in Art. 4 Absatz 1 WRRL weitere Umweltziele genannt, die insb. die Verhinderung der Verschlechterung des Gewässerzustandes, die Verhinderung oder Begrenzung der Einleitung von Schadstoffen in die Gewässer sowie die Sanierung verschmutzter Wasserkörper betreffen.

Die Umsetzung der WRRL zur Erreichung der Ziele unterliegt einem verbindlichen Zeitplan. Wie in Tabelle 1 dargestellt, können grob vier Phasen unterschieden werden, in denen die wesentlichen Fristen der WRRL zum Ausdruck kommen:<sup>6</sup>

---

<sup>5</sup> Vgl. Art. 4 Abs. 1 WRRL.

<sup>6</sup> Vgl. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2004, S. 12 f. Im Rahmen der Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen nach Art. 4 Abs. 3 sind allerdings Fristverlängerungen für das Erreichen der Umweltziele möglich, die im Verlauf des Berichts näher beschrieben werden.

Tabelle 1: Zeitplan der Wasserrahmenrichtlinie<sup>7</sup>

Handlung	Referenz	Zeitpunkt
Phase I: Charakterisierung der Gewässer, Überprüfung der menschlichen Auswirkungen, Berichterstattung	Artikel 5	2004
Phase II: Festlegung der Messnetze und Überwachung der Gewässer	Artikel 8	2007
Phase III: Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen	Artikel 11, Artikel 13	2009
Phase IV: Umsetzung der Maßnahmenprogramme und erneute Überwachung	Artikel 11	2012
Erreichen der Umweltziele	Artikel 4	2015

Die EU-Mitgliedstaaten, Norwegen und die EU-Kommission haben im Mai 2001 eine *Gemeinsame Umsetzungsstrategie* (Common Implementation Strategy) für die WRRL erarbeitet. Wichtige Elemente sind hier der Austausch von Informationen und Erfahrungen, die Erarbeitung gemeinsamer Methoden und Ansätze sowie die Einbindung von interessierten Kreisen. Im Rahmen dieser Gemeinsamen Umsetzungsstrategie wurden durch Arbeitsgruppen zahlreiche Leitfäden erarbeitet. Relevant für die ökonomischen Analysen in diesem Projekt sind v. a. die Untersuchungen der Arbeitsgruppen WATECO und DG ECO2. Eine strategische Koordinierungsgruppe stimmt die Arbeit dieser Gruppen untereinander ab und berichtet direkt den Wasserdirektoren der EU und der Kommission, die die Rolle eines übergeordneten Entscheidungsträgers für diese Gemeinsame Umsetzungsstrategie übernehmen. Im föderalen System der Bundesrepublik Deutschland wird die Umsetzung der WRRL

<sup>7</sup> Quelle: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2004, S. 12.

insb. von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) koordiniert und unterstützt.<sup>8</sup>

Die WRRL enthält einige **neue Ansätze**, mit deren Hilfe die oben genannten Ziele erreicht werden sollen. So soll die Gewässerbewirtschaftung nicht mehr von politischen oder administrativen Grenzen abhängig sein, sondern **flussgebietsbezogen**, d.h. von der Quelle bis zur Mündung und inklusive aller Zuflüsse, erfolgen.<sup>9</sup> Darüber hinaus ist die Zielerreichung über Maßnahmenprogramme gemäß Art. 11 WRRL sowie über Bewirtschaftungspläne gemäß Art. 13 WRRL zu koordinieren. Ein weiteres neues Element ist die starke Verankerung der **Einbindung der Öffentlichkeit** in Planungs- und Entscheidungsprozesse. So verlangt Art. 14 WRRL, dass die Öffentlichkeit und alle interessierten Stellen insb. bei der Erstellung der Bewirtschaftungspläne aktiv beteiligt und kontinuierlich informiert bzw. angehört werden. Diese Öffentlichkeitsbeteiligung soll v. a. die Transparenz und die Akzeptanz im Bereich des Gewässerschutzes erhöhen.<sup>10</sup>

Das für den Untersuchungsrahmen dieses Projekts zentrale Element der WRRL ist jedoch die **explizite Integration ökonomischer Aspekte**. Einheitliche Gewässerschutzmaßstäbe dienen dem Ausgleich von Wettbewerbsnachteilen zwischen den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union. Erstmals wird in einer verbindlichen Regelung der EU zum Gewässerschutz ausdrücklich auf den Einsatz ökonomischer Prinzipien (z. B. Kostendeckung, Verursacherprinzip) und Instrumente (z. B. Gestaltung der Wasserpreise) hingewiesen.<sup>11</sup> Damit wird anerkannt, dass für die Erreichung der anspruchsvollen Ziele der WRRL die Berücksichtigung wirtschaftlicher Faktoren und die Einbeziehung von ökonomischen Instrumenten unabdingbar sind.<sup>12</sup> Ökonomische Aspekte sind daher in vier zentralen Artikeln der Richtlinie verankert.<sup>13</sup> Es handelt sich hierbei um:

- die wirtschaftliche Analyse gemäß Art. 5 sowie Anhang III WRRL,
- die Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen einschließlich Umwelt- und Ressourcenkosten gemäß Art. 9 und Anhang III WRRL,

---

<sup>8</sup> Zur Konkretisierung und Umsetzung der WRRL in der Bundesrepublik Deutschland wurde durch die LAWA eine Arbeitshilfe entwickelt; vgl. LAWA 2002; LAWA 2003.

<sup>9</sup> Vgl. LAWA 2001, S. 4.

<sup>10</sup> Vgl. Wildenhahn 2003; Fuhrmann 2000, S.37.

<sup>11</sup> Vgl. Art. 9 Abs. 1 WRRL sowie Erwägungsgrund 38 WRRL.

<sup>12</sup> Vgl. Brackemann et al. 2002, S. 38.

<sup>13</sup> Vgl. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2004, S. 90.

- die Auswahl kosteneffizienter Maßnahmenprogramme gemäß Art. 11 und Anhang III WRRL sowie um
- die ökonomische Rechtfertigung von Ausnahmetatbeständen gemäß Art. 4 WRRL.

Im Folgenden werden diese vier wesentlichen ökonomischen Aspekte der WRRL kurz vorgestellt:

- **Wirtschaftliche Analyse**

Die Wirtschaftliche Analyse bildet den Ausgangspunkt für die Integration wirtschaftlicher Elemente und ist in Art. 5 Absatz 1 WRRL geregelt. Demnach müssen die Mitgliedsstaaten dafür sorgen, dass für jede Flussgebietseinheit eine wirtschaftliche Analyse der Wassernutzungen durchgeführt wird. Diese musste spätestens 4 Jahre nach Inkrafttreten der Richtlinie, also bis Dezember 2004, abgeschlossen sein. In Anhang III WRRL werden die Anweisungen bezüglich des Inhalts der Analyse spezifiziert. Allerdings sind die Anforderungen sehr allgemein formuliert und bieten den Mitgliedsstaaten bei der Durchführung demzufolge einen großen Interpretationsspielraum. Dies spiegelt sich auch in den bei der europäischen Kommission eingegangenen Berichten zur Bestandsaufnahme 2004 wider.<sup>14</sup> Die wirtschaftlichen Analysen der Mitgliedsstaaten sind zum Teil sehr unterschiedlich strukturiert und enthalten recht heterogene Informationen. Überdies erschweren die sehr allgemeinen Anforderungen an die Analyse deren praktische Umsetzung. Dies erscheint insb. aufgrund der geringen Erfahrung mit dem Einsatz umweltökonomischer Instrumente im Bereich der Wasserwirtschaft problematisch.<sup>15</sup>

Die wirtschaftliche Analyse hat viele wichtige Funktionen. Insb. soll sie durch die Verknüpfung von wasserwirtschaftlichen und sozioökonomischen Daten sowie Daten zu den Kosten der Wasserdienstleistungen als Grundlage für die Sicherstellung der Effizienz der Wassernutzungen dienen.<sup>16</sup> Die verschiedenen Funktionen der Analyse

---

<sup>14</sup> Vgl. Grünebaum/Podraza/Weyand 2006, S. 462. Die Berichte der verschiedenen Länder sind auf folgender Seite verfügbar:  
[http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework\\_directive/implementation\\_documents\\_1/wfd\\_reports](http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/implementation_documents_1/wfd_reports) . Zu den Ergebnissen der Bestandsaufnahme in Deutschland vgl. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2005.

<sup>15</sup> Vgl. Brackemann et al. 2002, S. 38 f.

<sup>16</sup> Vgl. Kluge 2005, S. 53.

können in explizite und implizite Funktionen unterteilt werden. Explizite Funktionen sind nach dem Wortlaut der Richtlinie zwingend. So muss die Analyse gemäß Anhang III WRRL ausreichend Informationen zur Berücksichtigung des Kostendeckungsprinzips sowie zur Festlegung der kosteneffizienten Maßnahmenprogramme enthalten.<sup>17</sup> Die Ausnahmetatbestände gemäß Art. 4 WRRL gehören dagegen zu den impliziten Funktionen, die nach dem Wortlaut nicht unmittelbar gefordert, sondern in inhaltlichen Zusammenhängen der wirtschaftlichen Analyse mit anderen Themenbereichen begründet sind.<sup>18</sup>

- **Kostendeckende Wasserpreise**

Art. 9 WRRL schreibt vor, dass die Mitgliedsstaaten den **Grundsatz der Kostendeckung der Wasserdienstleistungen einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten** berücksichtigen müssen.<sup>19</sup> Die Wasserpreise sollen in Zukunft alle Kosten der Inanspruchnahme einer Wasserdienstleistung enthalten, damit eine direkte oder versteckte Subventionierung der Wasserdienstleistungen vermieden wird.<sup>20</sup> Kostendeckung kann durch die Gestaltung der Wasserpreise erreicht werden, die der Kunde direkt an den Wasserdienstleister zahlen muss (inklusive Abgaben, Gebühren und Steuern, die direkt oder indirekt auf den Kunden abgewälzt werden).<sup>21</sup> In diesem Zusammenhang sind die in der wirtschaftlichen Analyse enthaltene Daten hilfreich, um zu bestimmen, inwieweit eine Kostendeckung der Wasserdienstleistungen tatsächlich vorliegt.

Außerdem wird explizit die Zugrundelegung des Verursacherprinzips gefordert. Die Kosten, die dem Wasserdienstleister entstehen, müssen dem jeweiligen Verursacher angelastet werden, wobei mindestens die drei Hauptnutzergruppen Industrie, Landwirtschaft und Haushalte unterschieden werden müssen.<sup>22</sup> Nur so können die Wasserpreise ihre intendierten ökonomischen Funktionen vollständig erfüllen: die Informationsfunktion, die Anreiz- bzw. Lenkungsfunktion sowie die Finanzierungsfunktion

---

<sup>17</sup> Zur Erhebung der Informationen zur Kostendeckung im Rahmen des Pilotprojekts Mittelrhein vgl. Michel/Pejas 2003.

<sup>18</sup> Vgl. auch Brackemann et al. 2002, S 39.

<sup>19</sup> Zur Entstehung sowie zur Verbindlichkeit und Strenge der Regelungen des Art. 9 vgl. Unnerstall 2006.

<sup>20</sup> Vgl. Keitz/Schmalholz 2002, S. 22.

<sup>21</sup> Vgl. Unnerstall 2005, S. 1.

<sup>22</sup> Vgl. Art. 9 Abs. 1 WRRL.

(vgl. hierzu Kap. 3.3.4).<sup>23</sup> Im Rahmen der Richtlinie wird die Anreizfunktion der Wassergebühren explizit hervorgehoben. So müssen die Mitgliedsstaaten laut WRRL dafür sorgen, dass bis zum Jahr 2010 die Wassergebührenpolitik angemessene Anreize für eine effiziente Nutzung der Wasserressourcen schafft und dass die verschiedenen **Wassernutzungen einen angemessenen Beitrag zu den Kosten der Wasserdienstleistungen** leisten.<sup>24</sup>

- **Kosteneffiziente Maßnahmenprogramme**

Die Mitgliedstaaten müssen laut Art. 11 WRRL und Anhang III dafür sorgen, dass für Wasserkörper, deren Zielerreichung gefährdet ist, ein entsprechendes Maßnahmenprogramm zur Erreichung der Umweltziele festgelegt wird. Dieses Programm, welches wiederum Bestandteil des Bewirtschaftungsplanes ist, muss bis zum Jahr 2009 erstellt werden.<sup>25</sup> Dazu soll mit Hilfe der Informationen, die in der wirtschaftlichen Analyse zusammengetragen worden sind, ermittelt werden, welche Maßnahmenkombination die kosteneffizienteste ist.<sup>26</sup>

Die Mitgliedstaaten werden verpflichtet, bestimmte grundlegende Maßnahmen – wie die staatliche Aufsicht über Wasserentnahmen und Aufstauungen sowie die Genehmigung potenziell schädlicher Einleitungen aus Punktquellen – durchzuführen. Außerdem muss das geltende EG-Umweltrecht grundsätzlich eingehalten werden. Ergänzende Maßnahmen sind durchzuführen, wenn der gute Zustand durch die grundlegenden Maßnahmen nicht erreicht werden kann, wobei praktisch alle umweltpolitischen Instrumente als zusätzliche Maßnahmen herangezogen werden können.<sup>27</sup>

- **Ausnahmetatbestände**

Die in der WRRL festgelegten Ziele sind sehr komplex und anspruchsvoll. Sie können nicht in allen Fällen fristgerecht bis 2015 oder überhaupt in vollem Umfang er-

---

<sup>23</sup> Vgl. Fries/Nafo 2006, S. 154f.; ähnlich in Hansjürgens/Messner 2006, S. 404f.

<sup>24</sup> Vgl. Art. 9 Abs. 1 WRRL.

<sup>25</sup> Zu rechtlichen Aspekten der Umsetzung von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen vgl. auch Hentschel 2005.

<sup>26</sup> Vgl. Brackemann et al. 2002, S. 40.

<sup>27</sup> Vgl. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2004, S. 11.

reicht werden. Daher können unter bestimmten Voraussetzungen verschiedene Ausnahmeregelungen geltend gemacht werden.

Gemäß Art. 4 Abs. 4 ist eine **Verlängerung der Fristen** für das Erreichen der Ziele möglich, wenn eine Verbesserung des Gewässerzustandes innerhalb der vorgegebenen Zeit technisch nicht möglich ist, wenn sie unverhältnismäßig hohe Kosten verursacht oder wenn die natürlichen Gegebenheiten keine Verbesserung innerhalb der festgelegten Zeit erlauben. Als verlängerte Fristen kommen die Aktualisierungszeitpunkte der Bewirtschaftungspläne 2021 und 2027 in Frage. Verlängerungen darüber hinaus sind nur erlaubt, wenn sich die Ziele aufgrund der *natürlichen Gegebenheiten* nicht innerhalb dieses Zeitraums erreichen lassen.

Zudem kann gemäß Art. 4 Abs. 5 WRRL die **Verwirklichung weniger strenger Umweltziele** beantragt werden, wenn das Erreichen der Ziele in der Praxis nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre und die ökologischen und sozioökonomischen Erfordernisse, die durch die verantwortlichen Aktivitäten gewährleistet werden, nicht auf eine andere Weise erreicht werden können, die nicht zu unverhältnismäßig hohen Kosten führt und eine wesentlich bessere Umweltoption darstellt.<sup>28</sup> Die weniger strengen Umweltziele sind dann am bestmöglichen ökologischen und chemischen Zustand auszurichten.

Die ökonomische Begründung von Fristverlängerungen und der Verwirklichung weniger strenger Umweltziele beruht im besonderen Maße auf dem Begriff der **unverhältnismäßigen Kosten**. Dieser bedarf daher einer näheren Konkretisierung, die in Kapitel 3.4.2 vorgenommen wird.

Auch für die **Ausweisung künstlicher oder erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB)** gemäß Art. 4 Abs. 3 kann die wirtschaftliche Analyse wertvolle Informationen liefern.<sup>29</sup> Mit ihrer Hilfe soll beurteilt werden, ob die zum Erreichen des guten ökologischen Zustands erforderlichen Änderungen der *hydromorphologischen* Merkmale eines Wasserkörpers „signifikante negative Auswirkungen“<sup>30</sup> für Wassernutzungen mit sich bringen und ob die Ziele aus Gründen der „technischen Durchführbarkeit oder aufgrund unverhältnismäßiger Kosten“<sup>31</sup> nicht mit anderen Mitteln er-

---

<sup>28</sup> Vgl. Art. 4 Abs. 5 WRRL.

<sup>29</sup> Vgl. Interwies/Kraemer 2001, S.12.

<sup>30</sup> Artikel 4 Abs. 3a WRRL.

<sup>31</sup> Artikel 4 Abs. 3b WRRL.

reicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen. Im Falle der Ausweisung als HMWB werden statt eines *guten Zustandes* ein *gutes ökologisches Potential* sowie der *gute chemische Zustand* der Oberflächengewässer gefordert. Die komplexe Fragestellung der Ausweisung künstlicher oder erheblich veränderter Wasserkörper ist nicht Gegenstand dieser Untersuchung. Im Rahmen dieser Untersuchung soll nur eine grundsätzliche Konsistenz mit der Begründung der weiteren Ausnahmetatbestände sichergestellt werden.

Schließlich ist unter den in Art. 4 Abs. 6 WRRL beschriebenen Umständen auch eine vorübergehende Verschlechterung<sup>32</sup> des Wasserkörperzustandes möglich. Auch dieser Sachverhalt sowie die Regelungen des Art. 4 Abs. 7 WRRL sind nicht Gegenstand der hier durchgeführten Untersuchung.

Die WRRL ist also insgesamt von ökonomischen Anforderungen stark geprägt, wobei die ökonomischen Aspekte untereinander aber direkt oder indirekt zusammenhängen. Es empfiehlt sich daher eine integrierte Betrachtung innerhalb eines Kreislaufs der Gewässerbewirtschaftung, wie in Abbildung 6 dargestellt.

---

<sup>32</sup> Vgl. Art. 4 Abs. 6 WRRL.

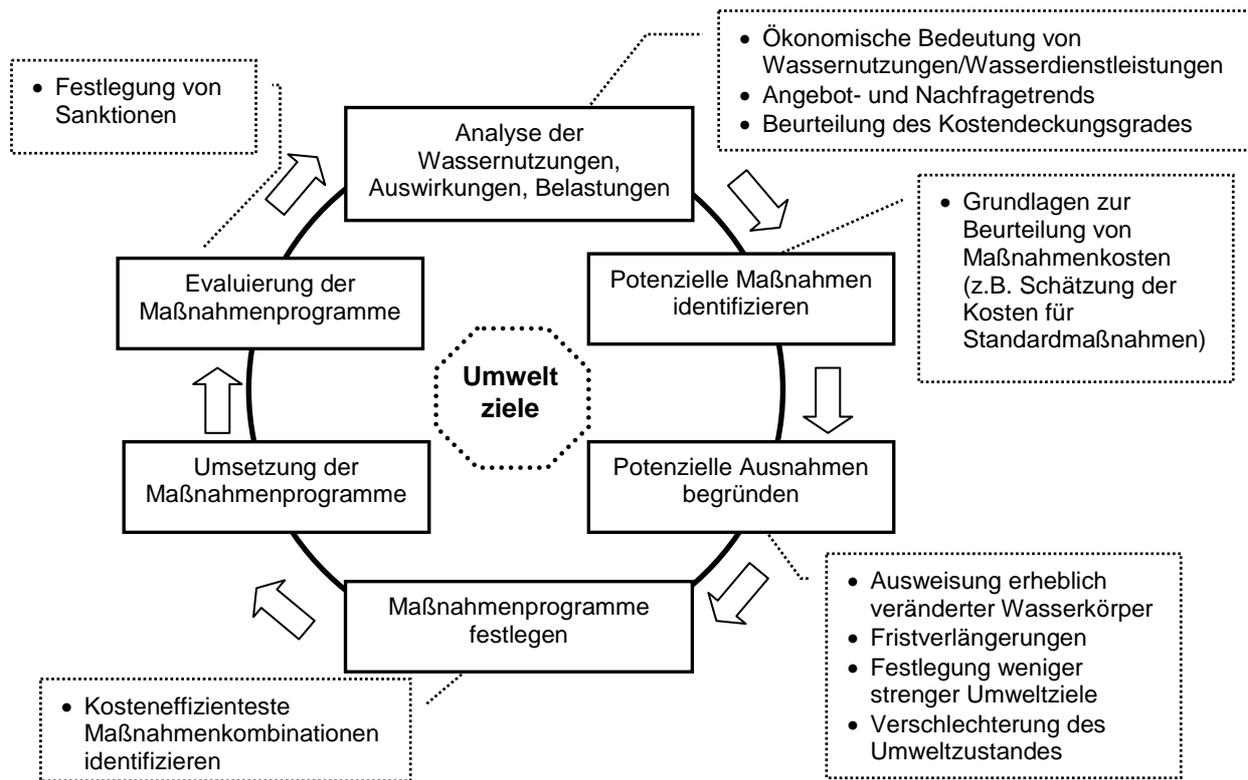


Abbildung 6: Die Bedeutung wirtschaftlicher Elemente im Prozess der WRRL<sup>33</sup>

Eine zweckgerichtete Anwendung der ökonomischen Prinzipien und Instrumente sollte bei der Implementierung der Richtlinie also nicht isoliert im Rahmen der betreffenden Artikel der WRRL, sondern nur in einem konsistenten Gesamtkonzept erfolgen. Bevor solch ein konsistentes Gesamtkonzept jedoch erarbeitet werden kann, müssen die in den verschiedenen Artikeln verwendeten unbestimmten Begriffe näher konkretisiert werden.

Bei der Betrachtung der ökonomischen Aspekte der WRRL ist die Unterscheidung zwischen **Wasserdienstleistungen** und **Wassernutzungen** zu beachten. Beide Begriffe werden in Art. 2 WRRL definiert:

Wassernutzungen werden durch Art. 2 (39) WRRL definiert als „Wasserdienstleistungen sowie jede andere Handlung mit signifikanten Auswirkungen auf den Wasserzustand“. Wasserdienstleistungen sind als Teilmenge der Wassernutzungen durch Art. 2 (38) WRRL definiert als „alle Dienstleistungen, die für Haushalte, öffentli-

<sup>33</sup> In Anlehnung an Interwies/Kraemer 2001, S.5.

che Einrichtungen oder wirtschaftliche Tätigkeiten“ Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung zur Verfügung stellen.

Wasserdienstleistungen sind also als Teilmenge der Wassernutzungen zu verstehen. Wassernutzungen insgesamt sind von etwaigen sonstigen wasserbezogenen Aktivitäten zu unterscheiden, wobei das Abgrenzungskriterium eine *signifikante* Auswirkung auf den Wasserzustand ist. Dass diese Abgrenzung nicht ganz unproblematisch ist, kann an folgender Darstellung verdeutlicht werden:

Tabelle 2: Abgrenzung von Wassernutzungen, Wasserdienstleistungen und sonstigen Aktivitäten nach Orth, Hoppe und Pecher 2003<sup>34</sup>

Alle Aktivitäten im Flussgebiet		
Wassernutzungen Signifikante Auswirkungen auf den Gewässerzustand		sonstige Aktivitäten Keine signifikanten Auswirkungen auf den Gewässerzustand
Wasserdienstleistungen	weitere Wassernutzungen	
Wasserversorgung Abwasserentsorgung	z. B. Kraftwerke, Schifffahrt	z. B. Fischerei, Tourismus

Insb. der Versuch, bestimmte Arten von Aktivitäten pauschal den Bereichen Wassernutzungen bzw. sonstige Aktivitäten zuzuordnen, ist schwierig. So können Fischerei und Tourismus nicht pauschal als sonstige Aktivitäten ohne signifikanten Einfluss auf den Gewässerzustand eingestuft werden. Eine solche Verallgemeinerung wäre problematisch, da das Vorliegen einer signifikanten Auswirkung auf den Gewässerzustand nicht nur in der *Art* der Aktivität, sondern v. a. in der *Intensität* der Aktivität begründet liegt.<sup>35</sup> Die Abgrenzung von Wassernutzungen und sonstigen Aktivitäten ist somit vielmehr im situativen Kontext eines Gewässers vorzunehmen. Im Zentrum steht dabei die Frage, ab wann eine signifikante Auswirkung auf den Gewässerzustand vorliegt. Hierzu müssten u. a. auf Basis der Daten der Wirtschaftlichen Analyse sinnvolle Signifikanzschwellen definiert werden.<sup>36</sup> Die Bedeutung der Intensität einer Aktivität betont auch das WHG. Zwar gelten bestimmte Arten von Aktivitäten wie die Fischerei als erlaubnisfrei, allerdings nur solange sie keine signifikanten negativen Auswirkungen auf den Gewässerzustand haben. Somit kann die Erlaubnispflicht für

<sup>34</sup> Quelle: Orth/Hoppe/Pecher 2003, S. 65.

<sup>35</sup> Als Beispiel hierfür kann die Übernutzung eines Badesees angeführt werden.

<sup>36</sup> Die LAWA hat in einem themenbezogenen Arbeitspapier im Rahmen ihrer Arbeitshilfe zur Umsetzung der WRRL Kriterien zur Ermittlung signifikanter Belastungen vorgeschlagen, vgl. LAWA 2003 und Ernstberger/Linnenweber/Fischer 2003.

Aktivitäten als mögliches Abgrenzungskriterium für Wassernutzungen in Betracht gezogen werden.<sup>37</sup>

Trotz vorliegender Definition der Begriffe Wasserdienstleistung und Wassernutzung in der WRRL wird auch die Abgrenzung von Wasserdienstleistungen und Wassernutzungen nicht immer einheitlich interpretiert. Besonders umstritten ist die Frage, wie weit das Verständnis von Wasserdienstleistungen zu fassen ist: Im nordrhein-westfälischen „Leitfaden zur Bestandsaufnahme“ (kurz: NRW-Leitfaden<sup>38</sup>) wird im Hinblick auf die wirtschaftliche Analyse und die Forderung der Kostendeckung der Wasserdienstleistungen eine Trennung zwischen öffentlichen Wasserdienstleistungen (nur öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserbeseitigung) und übrige Wassernutzungen, also auch privatwirtschaftliche Wasserdienstleistungen, vorgenommen (vgl. Abbildung 7).

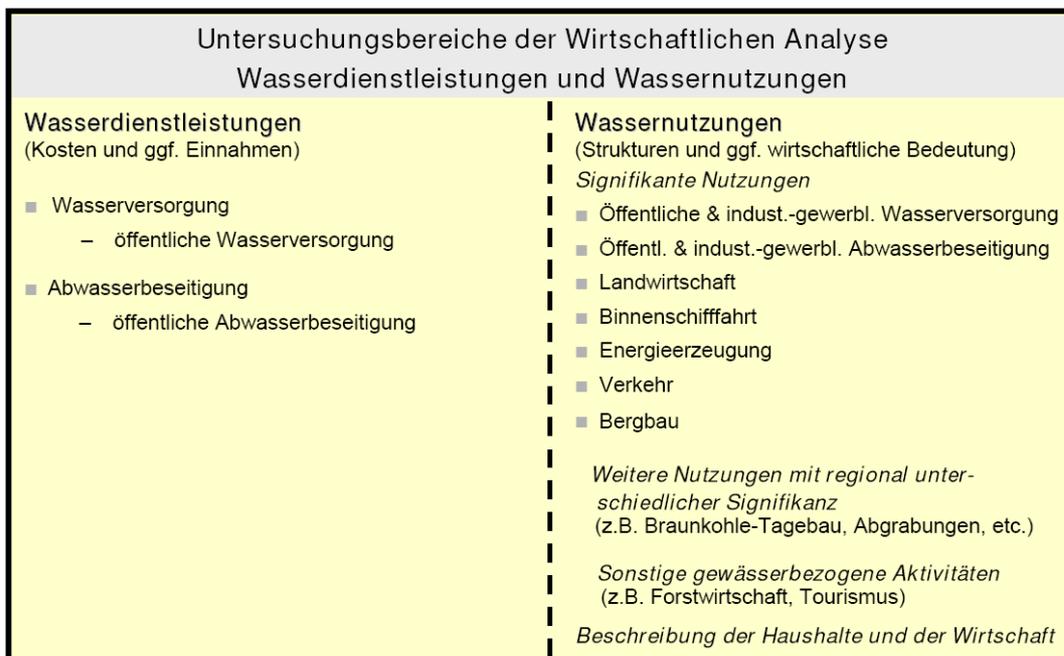


Abbildung 7: Wassernutzungen und Wasserdienstleistungen<sup>39</sup>

Die Einordnung einer Aktivität als Wasserdienstleistung oder Wassernutzung ist insb. relevant für die Regelungen des Art. 9 WRRL. Dieser fordert die Kostendeckung inkl.

<sup>37</sup> Vgl. §§ 23ff. WHG.

<sup>38</sup> Vgl. MUNLV 2005.

<sup>39</sup> aus MUNLV 2005.

umwelt- und ressourcenbezogener Kosten als Bewirtschaftungsprinzip nur für Wasserdienstleistungen, nicht aber für Wassernutzungen.<sup>40</sup>

Die Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes übernimmt die Terminologie der WRRL im Übrigen nicht. Hier wird nach wie vor von Benutzungen und nicht von Wasserdienstleistungen und -nutzungen gesprochen.<sup>41</sup>

Neben den Begriffen **Umweltkosten** und **Ressourcenkosten** sollen im Folgenden auch die Begriffe **Kosteneffizienz** von Maßnahmen (Kap. 3.2), **Unverhältnismäßigkeit der Kosten** (Kap. 3.4) und **Angemessener Beitrag der Wassernutzungen** (Kap. 3.4.4) für die Verwendung innerhalb dieser Untersuchung konkretisiert werden.

Für eine zweckgerichtete Konkretisierung der interpretationsbedürftigen Begriffe – insb. des Begriffs der URK – ist zu berücksichtigen, dass die Implementierung der WRRL kein rein akademisch-theoretisches Problem, sondern vielmehr eine Herausforderung der Praxis ist. Ziel der folgenden Begriffskonkretisierungen ist daher die Erarbeitung theoretisch möglichst fundierter Definitionen, allerdings unter der strikten Nebenbedingung der Praktikabilität. Die Nebenbedingung zielt darauf ab, die Richtlinie sinngemäß und wirtschaftlich umzusetzen. Aufgrund vorstehender Überlegungen hat die Konkretisierung von implementierungsrelevanten Begriffen grundsätzlich in dem in Abbildung 8 skizzierten Spannungsfeld zu erfolgen.

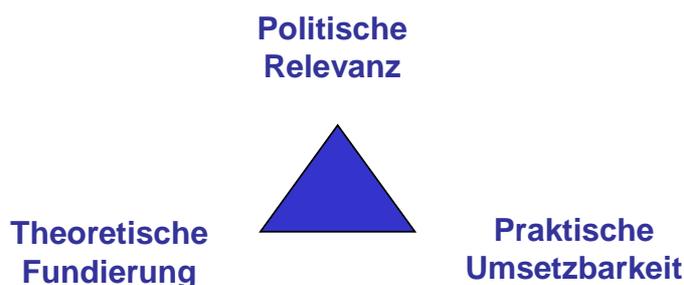


Abbildung 8: Spannungsfeld der Untersuchung

Im Rahmen der theoretischen Fundierung ist v. a. die logische Konsistenz der einzelnen Begriffsdefinitionen zu gewährleisten, weiterhin die Kompatibilität der Begriffe

---

<sup>40</sup> Wassernutzungen müssen allerdings einen angemessenen Beitrag zu den Kosten der Wasserdienstleistungen leisten, vgl. hierzu auch Kap.3.4.4.

<sup>41</sup> Vgl. § 3 WHG.

untereinander sowie die hinreichende Erfüllung methoden- bzw. instrumentenspezifischer Voraussetzungen für deren Anwendbarkeit im Rahmen der Umsetzung der WRRL.

Die Nebenbedingung der Praktikabilität betrifft v. a. die Datenverfügbarkeit und die Wirtschaftlichkeit der Umsetzung der WRRL. Diese Anforderungen implizieren i. d. R. Einschränkungen der theoretischen Fundierung und erfordern entsprechende praxisgerechte Modifikationen sowohl bei der Definition der Begriffe als auch bei den damit zusammenhängenden Methoden.

Theoretische Fundierung und praktische Umsetzbarkeit sind wiederum wichtige Determinanten der politischen Relevanz einer vorzunehmenden Konkretisierung wichtiger Begriffe. Jedoch ist die Frage, ob, in welcher Form und inwieweit verbindlich und einheitlich die zu untersuchenden Begriffe letztendlich vorgegeben werden, Bestandteil eines politischen Kompromissfindungsprozesses, der von vielen weiteren Faktoren, z. B. von den Interessen und Einflussgewichten der Mitgliedstaaten abhängt. In diesem Zusammenhang können politische Stellungnahmen auf EU-Ebene (z. B. Kommission, Wasserdirektoren) sowie auf Ebene der Mitgliedstaaten wichtige Hinweise liefern. Der Harmonisierungsaspekt ist darüber hinaus nicht nur auf europäischer sondern auch – aufgrund der föderalen Struktur der Bundesrepublik Deutschland – auf nationaler Ebene zu betrachten (LWGs).<sup>42</sup> Ziel der Begriffskonkretisierungen innerhalb dieses Arbeitspaketes kann es aber nicht sein, das Ergebnis der politischen Konsensfindungsprozesse auf nationaler und europäischer Ebene abschließend vorherzusehen. Vielmehr liegt der Fokus auf der **Festlegung tragfähiger Begriffsabgrenzungen für den Untersuchungsrahmen** dieses Projekts.

Darüber hinaus kann die hier durchgeführte kritische Reflexion möglicher Begriffsverständnisse Voraussetzungen für eine möglichst praktikable Implementierung der Richtlinie aufzeigen und somit auch die Möglichkeiten fundierter Stellungnahmen als Korrektiv im laufenden politischen Konsensfindungsprozess verbessern. In jedem Fall ist die Auseinandersetzung mit den Begriffsverständnissen – nicht zuletzt aufgrund der vielfach widersprüchlichen Literatur auf europäischer Ebene<sup>43</sup> – für die Durchdringung der komplexen Aufgabenstellung WRRL notwendig.

---

<sup>42</sup> Für NRW vgl. LWG, Wassergesetz für das Land NRW.

<sup>43</sup> Vgl. bspw. Kap. 3.3 zur Diskussion der URK.

Aufgrund der Nebenbedingung der Praktikabilität muss die Entwicklung von Begriffen und Methoden miteinander verknüpft werden. Dies betrifft v. a. die URK. So sind je nach Begriffsdefinition bestimmte Bewertungsmethoden für URK mehr oder weniger geeignet. Die Praktikabilität der aus einer Definition resultierenden Methodik sollte als Kriterium bereits bei der Auswahl der Definition beachtet werden.

Abschließend ist der Hinweis auf die Interdependenzen zwischen bestehenden Richtlinien und den daraus abzuleitenden Kosten erforderlich. Bei der Ermittlung von Maßnahmenkosten zur Erreichung der Richtlinienziele (angestrebtes Qualitätsniveau) und Zuordnung von Kosten zu Kostenträgern (Verursacher) ist auf transparente Weise zu differenzieren zwischen Kosten, die der WRRL und solchen die anderen Richtlinien oder Gesetzen zugeordnet werden müssen (vgl. Abbildung 9).

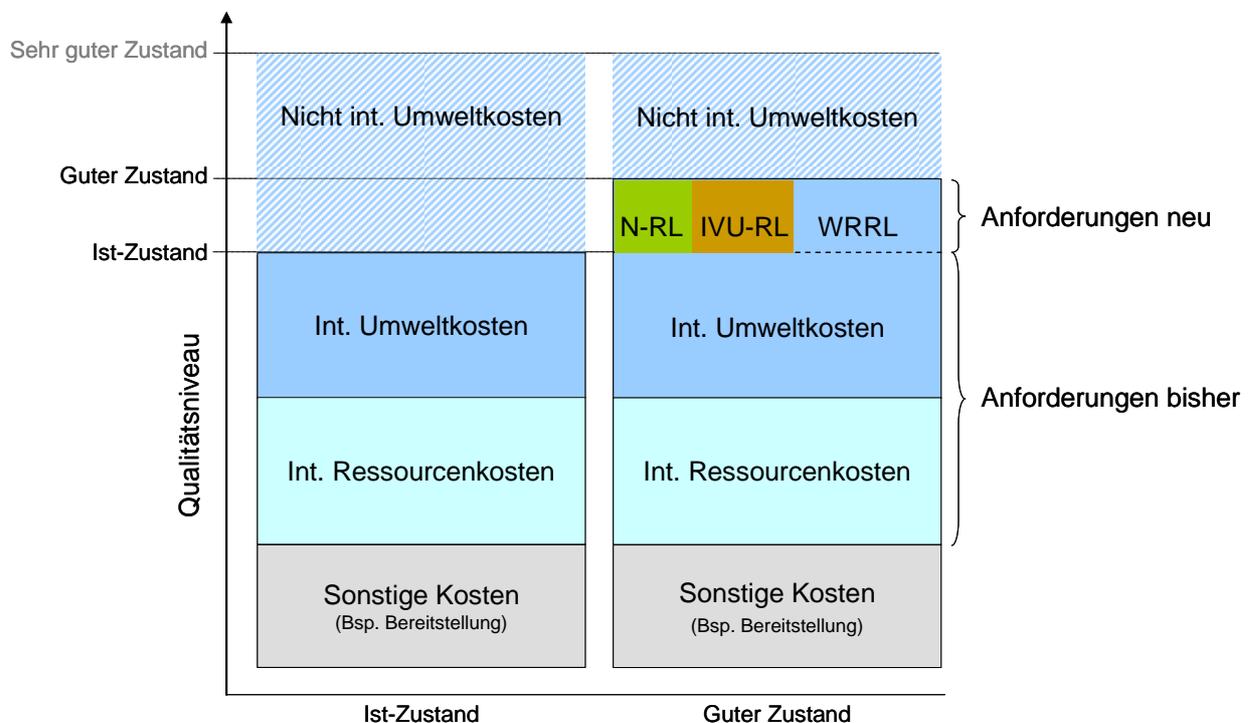


Abbildung 9: Differenzierung zwischen Kosten unterschiedlicher Richtlinien

Neben den Anforderungen der WRRL verursacht auch die Umsetzung anderer Richtlinien wie der Nitratrichtlinie (N-RL) und der IVU-Richtlinie (Maßnahmen-)Kosten. Diese Kosten zählen jedoch nicht zu den Kosten der WRRL, auch wenn auf diese Weise Ziele der WRRL erreicht und damit finanziert werden.

## **3.2 Abgrenzung der Kosteneffizienz und Auswahl des kosteneffizienten Maßnahmenprogramms**

### **3.2.1 Begriff der Kosteneffizienz**

Die **Cost-Effectiveness-Analysis** – und damit der Begriff der **Kosteneffizienz** – ist von der **Kosten-Nutzen-Analyse** zu unterscheiden.

Mittels einer **Cost-Effectiveness-Analysis** kann die absolute gesellschaftliche Vorteilhaftigkeit von Maßnahmen nicht ermittelt werden. Vielmehr werden die kostengünstigsten Maßnahmen bzw. die Maßnahmen mit dem höchsten Zielerreichungsgrad identifiziert (relative Vorteilhaftigkeit). Die Beurteilung der absoluten Vorteilhaftigkeit kann nur auf Basis eines Vergleichs gesellschaftlicher Kosten und Nutzen mittels Kosten-Nutzen-Analysen erfolgen. Im Folgenden wird der Begriff der **Cost-Effectiveness-Analysis** erläutert.<sup>44</sup> Zum Begriff der Kosten-Nutzen-Analyse vgl. Kapitel 3.4.

Die englische Bezeichnung **Cost-Effectiveness-Analysis** kann sowohl eine **Kosten-Effizienz-Analyse** als auch eine **Kosten-Wirksamkeits-Analyse** (auch Kosten-Effektivitäts-Analyse) bezeichnen.

Die begriffliche Unterscheidung richtet sich danach, ob zum einen die Ziele einer Maßnahme oder zum anderen die Kosten einer Maßnahme fix gehalten werden. Im ersten Fall würde man die kostengünstigste Maßnahme aller zielerreichenden Maßnahmen suchen. Im zweiten Fall würde die im Hinblick auf die Zielerreichung beste Maßnahme gesucht, deren Kosten das vorgegebene Budget nicht überschreiten.

In dieser Untersuchung wird der Begriff Cost-Effectiveness-Analysis also wie folgt ins Deutsche übersetzt:

Als **Kosten-Effizienz-Analyse** wird diejenige Ausprägung der Cost Effectiveness-Analysis bezeichnet, bei der die Effekte – also die Erreichung der WRRL-Umweltziele – vorgegeben sind. Untersuchungsziel ist dann, die kostengünstigsten Maßnahmen zur Erreichung dieser Umweltziele zu identifizieren (Ansatz der fixen Effektivität).

Als **Kosten-Wirksamkeits-Analyse** bzw. **Kosten-Effektivitäts-Analyse** wird diejenige Ausprägung der Cost-Effectiveness-Analysis bezeichnet, bei dem die Kosten (Budget) vorgegeben sind. Untersuchungsziel ist dann, die wirksamsten Maßnahmen im Hinblick auf die WRRL-Umweltziele zu identifizieren (Ansatz der fixen Kosten).

---

<sup>44</sup> Vgl. ähnlich Hanusch 1994, S. 169.

Der Ansatz der fixen Kosten spielt im Rahmen der vorliegenden Untersuchung jedoch nur eine untergeordnete Rolle.

Hierbei sollte eine breit gefasste Auslegung des Begriffs Kosteneffizienz zugrunde gelegt werden, die nicht nur die betriebswirtschaftlichen Kosten von Maßnahmen sondern auch deren volkswirtschaftliche Auswirkungen mit einbezieht.<sup>45</sup> Dieses erweiterte Verständnis von Kosteneffizienz ist auch u. E. zweckentsprechend. Die WATECO interpretiert den Kostenbegriff ebenfalls im gesellschaftlichen Sinne: "Note that the Directive defines costs as economic costs, which are the costs to society as a whole, as opposed to financial costs, which are the costs to particular economic agents."<sup>46</sup>

### 3.2.2 Auswahl des kosteneffizienten Maßnahmenprogramms

Bei der Auswahl des kosteneffizienten Maßnahmenprogramms ist grundsätzlich die Kosten-Effizienz-Analyse<sup>47</sup> einzusetzen. Über die konkrete Ausgestaltung besteht allerdings in der Literatur und in den Arbeitsgruppen WATECO und DG ECO2 keine vollständige Übereinkunft. Im Folgenden wird daher zunächst ein Überblick über die verschiedenen Auffassungen gegeben:

#### **WATECO<sup>48</sup>**

Die Kosteneffizienz gem. WATECO soll in Relationen von Kosten und Zielerreichung, konkret in Kosten (*economic costs*) pro Einheit Effektivität beurteilt werden.<sup>49</sup> Dabei umfassen die *economic costs* laut Definition der WATECO die betriebswirtschaftlichen Kosten (inklusive internalisierter URK) und alle externen wasserbezogenen und nicht-wasserbezogenen Umweltkosten sowie die externen Ressourcenkosten.<sup>50</sup>

Verwirrend ist, warum bei der Darstellung der Kosteneffizienzanalyse die Einbeziehung der Kosten für andere Sektoren und die Umweltkosten als optional dargestellt

---

<sup>45</sup> Vgl. Görlach/Interwies 2004, S. 18.

<sup>46</sup> WATECO 2002 Anhang IV.I, .S. 13.

<sup>47</sup> Levin/McEwan 2001.

<sup>48</sup> Zur Cost-Effectivness-Analysis vgl. WATECO 2002, Anhang IV.I, S. 59-77; zur Ermittlung der Kosten vgl. WATECO 2002, Anhang IV.I, S. 13-26.

<sup>49</sup> Vgl. WATECO 2002 Anhang IV.I, .S. 67.

<sup>50</sup> Vgl. WATECO 2002 Anhang IV.I, S. 14.

werden,<sup>51</sup> da bei der Definition des Kostenbegriffs zuvor eindeutig von gesellschaftlichen Kosten gesprochen wurde.

## **DG ECO2**

Laut DG ECO2 werden URK im Zusammenhang mit der Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmekombination bewertet, um anzuzeigen, in welchem Ausmaß Standards oder Ziele erfüllt werden.<sup>52</sup> Die Arbeiten der DG ECO2 dienen im Wesentlichen der Präzisierung der Begriffe UK und RK (vgl. Kap. 3.3.2.3). Weitere Ausführungen zur Kosteneffizienzanalyse existieren nicht.

## **Umweltbundesamt**

Das UBA unterscheidet zwischen direkten (betriebswirtschaftlichen) und indirekten (volkswirtschaftlichen) Kosten. Der Vorteil liegt zunächst in der einfachen Unterscheidung. Volkswirtschaftliche Kosten sollen – aufgrund der vergleichsweise zeit- und arbeitsintensiven Ermittlung – nur näher betrachtet werden, wenn:

- Eine Priorisierung von Maßnahmen allein aufgrund der direkten Kosten nicht möglich ist.
- Von signifikanten volkswirtschaftlichen Kosten mindestens einer favorisierten Maßnahme ausgegangen werden muss.

Allerdings wird nur ein Teil der volkswirtschaftlichen Kosten betrachtet, nämlich, wenn „wirtschaftlich relevante Wassernutzungen durch Maßnahmen im Gewässerschutz eingeschränkt werden“.<sup>53</sup>

## **Arbeitsbegriff Kosteneffizienz in der vorliegenden Untersuchung**

Bei vermutetem Vorliegen signifikanter, nicht-wasserbezogener gesellschaftlicher Kosten, insb. nicht-wasserbezogener UK, muss eine Bewertung der Maßnahme über die betriebswirtschaftlichen Kosten hinaus erfolgen. Sofern gesellschaftliche Effekte nicht signifikant sind, aber eine Priorisierung allein aufgrund von betriebswirtschaftlichen Kosten nicht getroffen werden kann (Indifferenz), ist – abweichend vom UBA-Handbuch – eine Betrachtung von gesellschaftlichen Effekten dennoch nicht notwe-

---

<sup>51</sup> Vgl. WATECO 2002 Anhang IV.I, S. 71.

<sup>52</sup> Vgl. DG ECO2 2004, S. 8.

<sup>53</sup> UBA 2004, S. 55.

nig. In diesem – wohl seltenen – Fall kann vielmehr pragmatisch jede der in Frage kommenden Maßnahme ausgewählt werden.

Aufgrund von Informationen aus ggf. bereits durchgeführten Bewertungen gemäß der UVP-, SUP- und IVU-Richtlinie kann möglicherweise das Vorliegen *signifikanter externer Effekte* ausgeschlossen werden.<sup>54</sup> Abschließend ist zu prüfen, ob sonstige negative volkswirtschaftliche Effekte im Vergleich zu alternativen, d. h. den gleichen Nutzen erzielenden Maßnahmen (-kombinationen) bestehen.

Bei der Beurteilung von signifikanten, nicht-wasserbezogenen UK sowie sonstigen negativen gesellschaftlichen volkswirtschaftlichen Effekten kann bereits mittels Plausibilitätsüberlegungen eine möglicherweise vorhandene Unverhältnismäßigkeit geprüft werden.

Die Kosteneffizienz des Maßnahmenprogramms wird in dieser Untersuchung grundsätzlich als die **vollständige Erreichung der vorgegebenen Zielen zu den geringsten Kosten** definiert (vgl. Kap. 3.3.1), da die Ziele in Form der WRRL-Umweltziele definitiv vorgegeben sind. Bei der Zusammenstellung von Maßnahmenkombinationen kann allerdings die Kosteneffizienz von Einzelmaßnahmen bzw. Teilkombinationen von Maßnahmen – wenn möglich – im Sinne der Ermittlung von Ratios *Kosten/Zielerreichung*<sup>55</sup> (überschlägig) berechnet und zur Priorisierung von Maßnahmen herangezogen werden, so dass bei der Zusammenstellung der Maßnahmenkombinationen in der Praxis im Vorhinein möglichst zahlreiche kostengünstige Maßnahmen identifiziert werden.<sup>56</sup>

---

<sup>54</sup> Vgl. bspw. Surburg 2005.

<sup>55</sup> Vgl. Levin/McEwan 2001, S. 133-137.

<sup>56</sup> Zur Priorisierung von Maßnahmen vgl. auch ATV-DVWK 2001.

### **3.3 Umwelt- und Ressourcenkosten**

#### **3.3.1 Begriffsproblematik und Vorgehensweise zur Definition**

Die EU hat sich bei Ihrer Forderung, umwelt- und ressourcenbezogene Kosten in die Kosten der Wasserdienstleistungen einzubeziehen, in eine begriffliche Grauzone mit großen Interpretationsspielräumen begeben. Das Fehlen einer konkreten Definition von URK in der WRRL sowie einer allgemein anerkannten Methodik zu ihrer Ermittlung stellen eine Hürde für eine einheitliche Umsetzung der Richtlinie dar. Ein grundlegender Schritt im Rahmen dieser Untersuchung ist es daher zu klären, welches Verständnis von URK für die folgenden Untersuchungen zugrunde gelegt werden kann bzw. sollte und damit einhergehend zu entscheiden, welche Methoden bei der Ermittlung von URK zweckmäßig erscheinen.

Hierzu sollen zunächst die Interpretationen von URK durch die **CIS-Arbeitsgruppen WATECO** und **DG ECO2** vorgestellt sowie ein Überblick über die grundsätzlich zur Verfügung stehenden Methoden zur Bewertung externer Effekte gegeben werden. Eine Einordnung der Begriffe Umweltkosten und Ressourcenkosten in die wirtschaftswissenschaftliche Kostenterminologie findet sich in Anhang A des Berichtes, Anhang B enthält Kurzbeschreibungen möglicher nutzenorientierter Methoden zur Bewertung von URK. Ausgehend von dem in Kapitel 3.1 skizzierten Spannungsfeld zur Begriffsdefinition werden dann unter Berücksichtigung des Zweckes der Ermittlung von URK im Gesamtkonzept der WRRL Schlussfolgerungen für eine abschließende Definition von URK für den Rahmen dieser Untersuchung gezogen. Dies beinhaltet auch die Berücksichtigung der Implikationen möglicher Definitionen für die Methodenwahl (insb. Praktikabilität) sowie des bisherigen Begriffsverständnisses in Deutschland und ausgewählten europäischen Ländern.

#### **3.3.2 Interpretationen von Umwelt- und Ressourcenkosten in den Arbeitsgruppen der Common Implementation Strategy**

##### **3.3.2.1 Überblick**

Betrachtet man allein die Schwierigkeiten der Abgrenzung der Kostenbegriffe in der wirtschaftswissenschaftlichen Theorie und der Praxis (vgl. Anhang A), so verwundert es nicht, dass auch im Rahmen der Richtlinie unterschiedliche Interpretationen der Begriffe Umwelt- und Ressourcenkosten entstehen können.

Grundsätzlich ist im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie von einer volkswirtschaftlichen Betrachtung der Umwelt- und Ressourcenkosten auszugehen. Dies wird v. a. im Beweggrund (38) der Präambel deutlich, da sich hier auf Kosten im Zusammenhang mit Beeinträchtigungen oder Schädigungen der aquatischen Umwelt, also auf gesellschaftliche Kosten, bezogen wird. Abgesehen davon bleiben jedoch die Begriffe URK im Richtlinientext unbestimmt. Dies ist v. a. deshalb problematisch, weil eine möglichst einheitliche Umsetzung der Richtlinie in den verschiedenen EU-Ländern angestrebt wird. Wenn aber die Begriffe in den Teilnehmerstaaten unterschiedlich interpretiert werden, ist eine einheitliche Implementierung erschwert. Darüber hinaus können verschiedene Definitionen mit verschiedenen Ermittlungsmethoden verbunden sein, was schließlich dazu führt, dass je nach Definition unterschiedlich hohe Kosten ermittelt werden.

Die Arbeitsgruppe WATECO hat sich deshalb mit den Begriffen Umwelt- und Ressourcenkosten auseinandergesetzt und schlägt in ihrem Leitfaden eine mögliche Definition vor. Zudem wurde im September 2003 die europäische Unterarbeitsgruppe DG ECO2 ins Leben gerufen, um die Begriffe Umwelt- und Ressourcenkosten zu präzisieren und um verschiedene Verfahren für deren Bewertung zu diskutieren. Die Definitionsansätze der beiden Arbeitsgruppen sollen im Folgenden vorgestellt werden.

### **3.3.2.2 Interpretationen von Umwelt- und Ressourcenkosten in der CIS-Arbeitsgruppe WATECO**

Der im Jahre 2002 von der WATECO erstellte Leitfaden ist schwerpunktmäßig auf die Erfordernisse der Wirtschaftlichen Analyse 2004 ausgerichtet. Adressaten des Leitfadens sind Experten sowie die weiteren Stakeholder im Zusammenhang mit der Umsetzung der WRRL. Die Empfehlungen des Leitfadens sind rechtlich nicht bindend.<sup>57</sup>

Bei der Definition der Kostenbegriffe folgt der WATECO-Leitfaden der Interpretation der Europäischen Kommission in ihrer Mitteilung zur Preisgestaltung.<sup>58</sup>

---

<sup>57</sup> Vgl. WATECO 2002, S. 2.

<sup>58</sup> Vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2000, S. 10.

**Umweltkosten** sind demnach: „Kosten für Schäden, die [die Wassernutzung]<sup>59</sup> für Umwelt, Ökosysteme und Personen mit sich bringt, die die Umwelt nutzen (z. B. durch Verschlechterung der ökologischen Qualität von aquatischen Ökosystemen oder durch die Versalzung oder qualitative Verschlechterung von Anbauflächen).“<sup>60</sup>

Gemäß dieser Definition lassen sich also Umweltkosten als Schadenskosten bzw. als der entgangene Nutzen interpretieren, der durch die verschiedenen Umwelteinwirkungen entsteht. Außerdem ist die Ermittlung des Nutzens, der aus einer Verbesserung der Umweltqualität resultiert, für die Rechtfertigung von Ausnahmetatbeständen mit Hilfe einer Kosten-Nutzen-Analyse von großer Bedeutung.<sup>61</sup> Die WATECO-Definition von Umweltkosten bezieht sich auf die Umwelt allgemein – also nicht nur auf die aquatische Umwelt – und umfasst sowohl Nutzwerte als auch den so genannten Passive-Use-Value, da der Wohlfahrtsverlust, der durch einen Schaden entsteht, beide Werte beeinträchtigen kann.

Dieser Sichtweise liegt das Konzept des **Total Economic Value** zugrunde. Der Total Economic Value (TEV, Gesamtnutzwert) setzt sich aus **Use-Value** (auch: Nutzwert, Gebrauchswert) und **Passive-Use-Value** (auch: Non-Use-Value, Nichtgebrauchswert) zusammen. Der Use-Value ist der Wert, der sich durch die tatsächliche, geplante oder mögliche (Optionswert) Nutzung eines Umweltgutes ergibt. Der Passive-Use-Value ist die Zahlungsbereitschaft, ein Gut in der Gegenwart und für die Zukunft zu erhalten, obwohl die Nutzenziehung aus einem Gut mit keinerlei Gebrauch des Gutes verbunden ist. Es gibt verschiedene Motive des Passive-Use-Value, zum einen den Erhalt des Umweltgutes um seiner selbst Willen (Existence Value: Existenzwert) und zum anderen den Erhalt des Gutes, damit es für andere Bürger in der Gegenwart (Altruismus) und Zukunft (Bequest: Hinterlassenschaftswert) zur Verfügung steht. Eine genaue Aufspaltung des Total Economic Value in die einzelnen Teilwerte ist allerdings bei der empirischen Ermittlung nicht exakt und überschneidungsfrei möglich.

Insgesamt lassen sich also vier Wertkategorien unterscheiden:<sup>62</sup>

---

<sup>59</sup> Wurde in der Mitteilung der Kommission fälschlicherweise mit „Wasserverbrauch“ übersetzt.

<sup>60</sup> WATECO 2002, S. 69. Übersetzt aus dem Englischen in Görlach/Interwies 2004, S. 7.

<sup>61</sup> WATECO 2002, S. 123.

<sup>62</sup> Vgl. Hansjürgens/Messner 2006, S. 410f.; Pearce/Turner 1990, S. 129-132.

- Direkter Nutzwert: Wert, der durch direkte Nutzung eines Gutes entsteht. Im Zusammenhang mit Wasser entsteht er z. B. durch Trinken, Baden etc.
- Indirekter Nutzwert: Wert, der keinen unmittelbaren, sondern einen indirekten Nutzen erbringt, wie beispielsweise der Nutzen, der durch die Überschwemmungsflächen eines naturnahen Gewässers entsteht.
- Optionswert: Der Wert bezieht sich auf die Option einer zukünftigen Nutzung, wie z.B. die Option, einen ungenutzten Grundwasserkörper zukünftig für die Trinkwasserbereitstellung zu nutzen.
- Existenzwert: Er ist vollkommen unabhängig von der Nutzung eines Gutes. Man misst dem Gut also einen Wert bei, weil man die bloße Existenz etwa von seltenen Arten wertschätzt.

**Ressourcenkosten** werden im WATECO-Leitfaden definiert als: „Kosten für entgangene Möglichkeiten, unter denen andere Nutzungszwecke infolge einer Nutzung der Ressource über ihre natürliche Wiederherstellungs- oder Erholungsfähigkeit hinaus leiden (z. B. in Verbindung mit einer übermäßigen Grundwasserentnahme).“<sup>63</sup>

Dieser Definition folgend entstehen Ressourcenkosten also in Folge einer *Übernutzung* der Ressourcen. Sie können daher als absolute Knappheitskosten interpretiert werden, die dadurch entstehen, dass natürliche Ressourcen aufgrund ihrer eingeschränkten natürlichen Regenerationsfähigkeit nur in begrenzter Menge zur Verfügung stehen. Sie werden in diesem Zusammenhang auch als Opportunitätskosten bezeichnet. Dabei sind laut WATECO nicht nur die heutigen Nutzer betroffen, da auch zukünftige Generationen unter einer Erschöpfung der Wasserressourcen leiden.<sup>64</sup>

### 3.3.2.3 Interpretationen von Umwelt- und Ressourcenkosten in der CIS-Arbeitsgruppe DG ECO2

Die Arbeitsgruppe DG ECO2 kommt zu dem Schluss, dass die Definitionen im WATECO-Leitfaden nicht ausreichend voneinander abgegrenzt sind. Das von der Arbeitsgruppe entwickelte Informationspapier „Assessment of Environmental and Re-

---

<sup>63</sup> WATECO 2002, S. 72. Übersetzt aus dem Englischen in Görlach/Interwies 2004, S. 7.

<sup>64</sup> Vgl. WATECO 2002, S. 120.

source Costs in the Water Framework Directive“ setzt sich daher zum Ziel, die Begriffe Umweltkosten und Ressourcenkosten zu präzisieren und die Unterschiede sowie die wechselseitige Abhängigkeit zwischen den beiden Begriffen deutlich zu machen.<sup>65</sup>

**Umweltkosten** werden weiterhin in Anlehnung an das Begriffsverständnis des WATECO-Leitfadens als Schadenskosten interpretiert. Allerdings wird hierbei nur auf Kosten bezüglich der **aquatischen Umwelt** abgestellt, die durch Wassernutzungen hervorgerufen werden. Dabei kann unterschieden werden, ob der Schaden der Umwelt zugefügt wird oder den Personen, die die *aquatische* Umwelt nutzen.<sup>66</sup> Wie im WATECO-Leitfaden wird auch hier der Unterschied zwischen Nutzwerten und dem Passive-Use-Value hervorgehoben. Es wird argumentiert, dass sich die Kosten derjenigen, die die aquatische Umwelt nutzen oder sich die Option einer potenziellen zukünftigen Nutzung offen halten, auf die Nutzwerte beziehen, während die Umweltschadenskosten auf die korrespondierenden Nichtnutzwerte bezogen werden können.<sup>67</sup> Allerdings ist es oftmals sehr schwierig, solche Passive-Use-Values zu ermitteln. Darüber hinaus ergibt sich im Hinblick auf die praktische Umsetzung das Problem, dass der Begriff *Passive-Use-Value* für die breite Öffentlichkeit wahrscheinlich nur schwer nachzuvollziehen ist.<sup>68</sup>

Im Fall der **Ressourcenkosten** weichen die Definitionen von WATECO und DG ECO2 stark voneinander ab. Dem Informationspapier der DG ECO2 zufolge entstehen Ressourcenkosten immer dann, wenn die Wasserressourcen nicht volkswirtschaftlich optimal genutzt werden, so dass mit alternativen Wassernutzungen ein höherer ökonomischer Wert generiert werden könnte.<sup>69</sup> Sie entsprechen demnach der Differenz zwischen dem ökonomischen Wert der derzeitigen Wassernutzung und dem ökonomischen Wert der besten alternativen Wassernutzung. Ressourcenkosten sind hier die Opportunitätskosten i. S. entgangener Möglichkeiten alternativer Wassernutzungen, wenn eine knappe Ressource einem bestimmten Nutzer zugewiesen wird. Diese relative Knappheit kann dabei im qualitativen oder im quantitativen Sinn verstanden werden.<sup>70</sup> Ressourcenkosten entstehen also nicht notwendigerweise erst in Ver-

---

<sup>65</sup> Vgl. DG ECO2 2004.

<sup>66</sup> Vgl. DG ECO2, S. 2.

<sup>67</sup> Vgl. DG ECO2 2004, S. 2.

<sup>68</sup> Vgl. Görlach/Interwies 2004, S. 9

<sup>69</sup> Vgl. DG ECO2 2004, S. 2.

<sup>70</sup> Vgl. Andreu et al. 2005, S. 1; Brouwer 2004, S. 3.

bindung mit einer *Übernutzung* von Ressourcen, wie die WATECO-Definition annimmt, sondern allgemein durch die Fehlallokation der knappen Wasserressourcen. Dies kann anhand des folgenden Beispiels veranschaulicht werden: Wenn die durch den natürlichen Wasserhaushalt begrenzten Wasserressourcen einer Region dem ansässigen Stahlwerk zugewiesen werden, führt dies dazu, dass die nahe gelegene Brauerei ihre Produktion nicht ausweiten kann. Dadurch entstehen der Brauerei Opportunitätskosten in Form von entgangenen zusätzlichen Einnahmen. Falls nun die Bierherstellung pro m<sup>3</sup> Wasser einen höheren Ertrag erwirtschaftet als die Stahlproduktion, werden diese Kosten als Ressourcenkosten bezeichnet.<sup>71</sup>

Ein weiterer Aspekt, der im Informationspapier der DG ECO2 näher erläutert wird, ist der Unterschied zwischen externen und internen Umwelt- und Ressourcenkosten. Wie bereits in Kapitel 3.2.2 beschrieben, entstehen externe Kosten, wenn die Wohlfahrt eines Dritten durch einzelwirtschaftliche Aktivitäten negativ beeinträchtigt wird und wenn keinerlei Kompensation dieser Beeinträchtigung erfolgt. Falls allerdings die Kosten entsprechend dem Verursacherprinzip dem jeweiligen Verursacher angelastet werden, spricht man nicht mehr von externen Kosten sondern von internen bzw. internalisierten Kosten.<sup>72</sup> Diese Anlastung ist unmittelbarer Natur, wenn der Verursacher die Kosten der Schadensbeseitigung trägt, oder mittelbarer Natur, wenn beispielsweise Steuern, Abgaben oder Gebühren erhoben werden. Abhängig davon, ob es sich um einen potenziellen oder einen gegenwärtig tatsächlichen Schaden handelt, differenziert die Arbeitsgruppe nicht nur interne und externe Umweltkosten. Vielmehr werden in gleicher Weise interne und externe *Umweltschutzkosten* unterschieden. Das maßgebliche Kriterium ist dabei die Frage, ob die Schutzmaßnahmen einen potenziellen Schaden oder einen tatsächlichen Schaden verhindern, mildern oder kompensieren sollen.<sup>73</sup>

### **3.3.3 Überblick Methoden zur Bewertung von Umwelt- und Ressourcenkosten**

Im Folgenden wird ein Überblick über die Methoden zur Bewertung von URK gegeben. Dabei werden die pragmatischen Methoden hervorgehoben. Erläuterungen zu weiteren Bewertungsmethoden befinden sich im Anhang B.

---

<sup>71</sup> Vgl. Görlach/Interwies 2004, S. 13.

<sup>72</sup> Vgl. UBA 2001a, S. 507.

<sup>73</sup> Vgl. DG ECO2 2004, S. 12.

Um URK in Entscheidungen berücksichtigen zu können, müssen diese bewertet werden.<sup>74</sup> Eine Bewertung umfasst die Verknüpfung von Sachinformationen (z. B. stoffliche oder energetische Input- und Outputströme) mit Wertehaltungen hinsichtlich der Wirkungen auf die Umwelt. Zu den **Umweltwirkungen** zählen alle durch Eingriffe in den Naturhaushalt verursachten Auswirkungen auf Atmosphäre, Boden, Wasser, Pflanzen, Tiere und Menschen, v. a. in Form stofflicher oder energetischer Input- und Outputströme, sowie Bodenversiegelungen und Veränderungen des Landschaftsbildes. URK können nicht-monetär und/oder monetär bewertet werden. Abbildung 10 zeigt die Bewertungsmethoden im Überblick

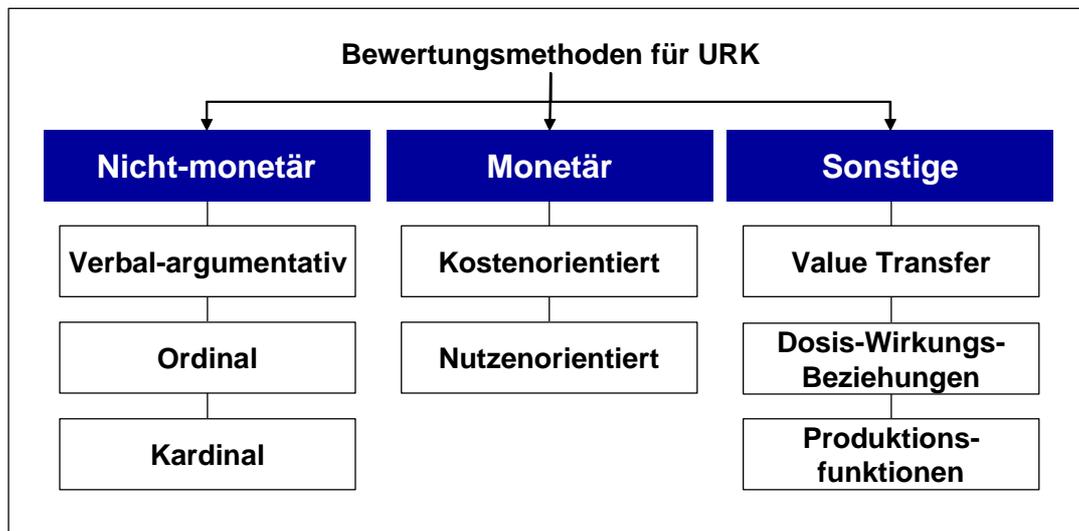


Abbildung 10: Überblick über die Methoden zur Bewertung von Umwelt und Ressourcenkosten

Als **pragmatische Methoden** kann man **verbal-argumentative Kommentierungen, ordinale und ggf. kardinale Verfahren**, sowie die **kostenorientierten, monetären Methoden** ansehen. Die pragmatischen Verfahren haben gegenüber den übrigen Bewertungsverfahren den Vorteil, dass sie einfacher durchzuführen sind. Durch keines der Bewertungsverfahren können jedoch die Probleme der Unsicherheit zukünftiger Erwartungen und v. a. auch der Zurechenbarkeit der Wirkungen ausgeräumt werden.

<sup>74</sup>Vgl. für einen Überblick zu Leitfäden und Manuals Schaafsma/Brouwer 2006. Hier finden sich v. a. wasserbezogene Bewertungsstudien. Bisher gibt es allerdings keine Leitfäden, welche die Bewertung von URK im Zusammenhang mit verschiedenen Wassernutzungen diskutieren, vgl. Manuals Schaafsma/Brouwer 2006, S. 4.

## **Nicht-monetäre Bewertungsmethoden**

Die **nicht-monetären Ansätze zur Bewertung von Umweltwirkungen**<sup>75</sup> versuchen, ggf. basierend auf art- und mengenorientierten Stoff- und Energieflussrechnungen, die von einem Betrachtungsobjekt ausgehenden Umweltwirkungen anhand nicht-monetärer Kriterien zu bewerten bzw. (nur) auszuwerten und zu interpretieren.

Bei den **verbal-argumentativen Verfahren** werden die verschiedenen Folgen einer Maßnahme auf die Umwelt (Umweltwirkungen) verbal kommentiert und die Vor- und Nachteile gegeneinander abgewogen. Bei verbal-argumentativen Verfahren werden die quantitativen und qualitativen Sachverhalte strukturiert, analysiert und anhand von Umweltkriterien bewertet, wobei jedoch keine Rangfolge ermittelt wird. Es handelt sich auch dann um eine verbal-argumentative Beschreibung, wenn zwar die zu Grunde liegenden Sachverhalte mit Hilfe eines Analyseinstruments strukturiert werden, jedoch die möglichen Ausprägungen des Werturteils nicht definiert werden, wie z. B. bei Checklisten. Verbal-argumentative Kommentierungen werden z. B. im großen Umfang bei Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVP) eingesetzt.

Bei **ordinalen Bewertungen** erfolgt keine Beschränkung auf Kommentierungen, sondern die dargestellten Sachverhalte werden verglichen und in eine Rangfolge gebracht, wobei die Abstände zwischen den einzelnen Werten jedoch nicht interpretiert werden können. Ordinale Bewertungen werden beispielsweise bei ABC-Analysen vorgenommen. Umweltwirkungen können z. B. im Hinblick auf verschiedene Umweltmedien etwa in die Schadenskategorien *gering*, *mittel* und *hoch* eingeordnet werden.

Bei **kardinalen, nicht-monetären Bewertungen** werden die von einem Untersuchungsobjekt ausgehenden Umweltwirkungen auf einem kardinalen Skalenniveau – jedoch nicht anhand von Geldeinheiten – bewertet. Während bei den ordinalen Verfahren nur eine größer-kleiner- bzw. besser-schlechter-Beurteilung erfolgt, können bei den kardinalen Bewertungsverfahren auch die Differenzen beurteilt werden. Ein übliches kardinales Bewertungsverfahren ist die **Nutzwertanalyse**. Das oben erwähnte Problem der monetären Verfahren, Umweltwirkungen eindimensional zu er-

---

<sup>75</sup> Vgl. Schaltegger/Sturm 2000.

fassen, wird durch eine Quantifizierung in einem nicht-monetären Maßstab bei den kardinalen Verfahren allerdings nicht aufgehoben.

### Monetäre Bewertungsmethoden

Monetäre Bewertungsansätze versuchen dagegen Umweltwirkungen eindimensional (in Form monetärer Größen) zu erfassen. In der umweltökonomischen Literatur steht eine Vielzahl von monetären Bewertungsmethoden zur Verfügung.<sup>76</sup> Monetäre Methoden werden in kostenorientierte und nutzenorientierte Methoden unterteilt. Die nutzenorientierten Methoden wiederum können differenziert werden in Methoden zur Verhaltensbeobachtung und Methoden der direkten Befragung. Abbildung 10 zeigt einen Überblick über die monetären Bewertungsmethoden.

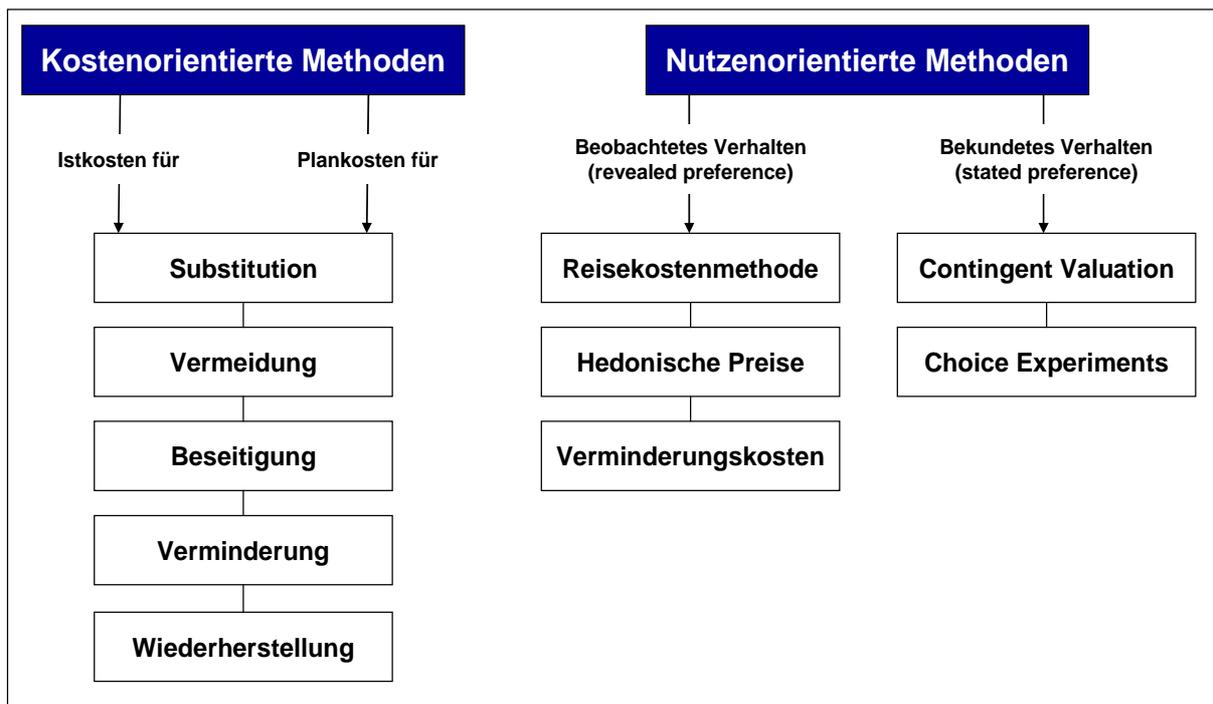


Abbildung 10: Monetäre Methoden zur Bewertung von Umwelt und Ressourcenkosten

<sup>76</sup> Vgl. etwa Endres/Holm-Müller 1998; Faucheux/Noel 2001, S. 315-355; Freeman 2003; Haab/McConnel 2003.

Die **kostenorientierten, monetären Methoden** setzen pragmatisch die für die Maßnahmen – etwa zur Verminderung und Vermeidung von Umweltschäden – anfallenden Kosten gleich dem Nutzen (als Wertuntergrenze), der aus den Maßnahmen resultiert. Zu denken ist etwa an den Ausbau einer Kläranlage. Zur Bestimmung der Wertuntergrenze des Nutzens durch die Baumaßnahme werden pragmatisch die Baukosten herangezogen. Implizit wird also unterstellt, dass der Ausbau der Kläranlage „sich lohnt“. Bei Anwendung der kostenorientierten Methoden wird somit die **Annahme** zugrunde gelegt, dass der zu bewertende Umweltschaden, Schaden an Ökosystemen oder Schaden an Personen, die die Umwelt nutzen, mindestens so hoch ist wie die korrespondierenden Kosten für dessen Vermeidung, Beseitigung, Verminderung oder Wiederherstellung.

Vorteile der kostenorientierten Methoden sind die relativ gute Datenqualität und Datenverfügbarkeit. Es ist aber – etwa mittels Plausibilitätsüberlegungen – zu prüfen, ob die Kosten dem Nutzen mindestens entsprechen und somit als Wertuntergrenze für den Nutzen tatsächlich angesetzt werden können. Nachteilig ist auch die Ausnutzung der impliziten Prämisse, der Nutzen würde die Kosten übersteigen; insofern, da der ermittelte Wert nur als eine Wertuntergrenze für den Nutzen betrachtet werden kann. Die eigentliche Höhe des Nutzens, der die Wertuntergrenze schließlich auch weit übersteigen könnte, bleibt unbestimmt.

Für eine pragmatische Bewertung von URK haben die kostenorientierten Methoden eine **hohe Relevanz**. Allerdings müssen stets die beschriebenen Anwendungsprämissen beachtet werden.

Die weiteren im Überblick dargestellten Methoden werden im Anhang B ausführlicher erläutert.

### **3.3.4 Anforderungen für die Konkretisierung der Begriffe Umwelt- und Ressourcenkosten auf Basis einer ziel- und zweckbestimmten Betrachtung ihrer Bedeutung in der Wasserrahmenrichtlinie**

Um die von den CIS-Arbeitsgruppen vorgeschlagenen Definitionen von URK abschließend zu bewerten und ihre Zweckmäßigkeit für die Umsetzung der Richtlinie allgemein sowie für den Rahmen der Untersuchung beurteilen zu können, muss weiterhin die explizite und implizite Bedeutung von URK im Rahmen der WRRL unter-

sucht werden, um daraus mögliche Anforderungen für die Konkretisierung dieser Begriffe ableiten zu können.

Grundsätzlich können URK eine Bedeutung für alle ökonomischen Betrachtungen der WRRL haben, die in Kapitel 3.1 identifiziert wurden. Die Konkretisierung hat sich primär an den Anforderungen der explizit genannten Zwecke auszurichten. Es ist jedoch zu prüfen, ob die auf diese Weise konkretisierten URK gleichsam als Nebenprodukt auch bei anderen Aspekten der Richtlinie eine Anwendung finden können. Hierzu ist die Konkretisierung der URK an diese impliziten Zwecke von URK anzupassen, soweit die expliziten Zwecke dadurch nicht beeinträchtigt werden.

Art. 9 ist der einzige Artikel der WRRL, in dem URK explizit genannt werden: „Die Mitgliedstaaten berücksichtigen unter Einbeziehung der wirtschaftlichen Analyse gemäß Anhang III und insb. unter Zugrundelegung des Verursacherprinzips den Grundsatz der Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen **einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten.**“<sup>77</sup>

Eine Definition der URK muss sich daher vorrangig an den Anforderungen des Art. 9 orientieren, um zu gewährleisten, dass dessen Ziele in der Praxis bestmöglich umgesetzt werden können. Hierzu ist eine teleologische Betrachtung des Art. 9 erforderlich. Das Ziel des Art. 9 ist, dass „die Wassergebührenpolitik angemessene Anreize für die Benutzer darstellt, Wasserressourcen effizient zu nutzen und somit zu den Umweltzielen dieser Richtlinie beiträgt“<sup>78</sup>.

Um dies zu gewährleisten fordert der **Grundsatz der Kostendeckung**, dass die Wasserpreise in Zukunft alle Kosten der Inanspruchnahme einer Wasserdienstleistung enthalten sollen. Damit soll eine direkte oder versteckte Subventionierung der Wasserdienstleistungen künftig vermieden werden.<sup>79</sup> Durch die Einbeziehung von URK in die Kostendeckung handelt es sich – abweichend von der traditionellen, betriebswirtschaftlichen Ausgestaltung des Kostendeckungsprinzips – um ein **erweitertes, volkswirtschaftlich geprägtes Bewirtschaftungsprinzip**, für das drei Funktionen formuliert werden können: die Informations-, die Anreizfunktion, die im Wortlaut des Art. 9 explizit genannt wird<sup>80</sup>, sowie die Finanzierungsfunktion.<sup>81</sup> Die Informati-

---

<sup>77</sup> Art. 9 Abs. 1 WRRL.

<sup>78</sup> Art. 9 Abs. 1 WRRL.

<sup>79</sup> Vgl. Keitz/Schmalholz 2002, S. 22.

<sup>80</sup> Vgl. Art. 9 Abs. 1 WRRL.

<sup>81</sup> Vgl. Hansjürgens/Messner 2006, S. 404f; Fries/Nafo 2006, S. 154f.

onsfunktion bezieht sich auf die angestrebte Transparenz sämtlicher Kosten der Nutzung von Wasser. Insb. sollen dem Nutzer der Wasserdienstleistung künftig auch die von ihm verursachten volkswirtschaftlichen Kosten aufgezeigt werden. Die Anreiz- bzw. Lenkungsfunktion soll eine ökonomisch und ökologisch effiziente Wassernutzung ermöglichen, indem die Nutzer der Wasserdienstleistung gemäß dem Verursacherprinzip mit allen konkret zuordenbaren Kosten belastet werden. Die Anreiz- bzw. Lenkungsfunktion kann damit auf zwei Arten zu den Umweltzielen der Richtlinie beitragen. Zum einen sollen Aktivitäten, die die Umweltziele beeinträchtigen, durch die Einbeziehung von URK verteuert werden, so dass es (entsprechend der zugrunde liegenden Nachfrageelastizitäten)<sup>82</sup> zu einer Verringerung der jeweiligen Aktivitätsniveaus kommt und so die (laufende) Belastung der Gewässer abnimmt (Anreizfunktion). Dadurch wird gleichermaßen eine volkswirtschaftlich effizientere Allokation der Ressource Wasser herbeigeführt. Zum anderen werden in dem Maß, in dem weiterhin Schädigungen vorgenommen werden, Einnahmen erzielt, die zum Ausgleich dieser Schädigungen eingesetzt werden können (Finanzierungsfunktion in Bezug auf URK). Insgesamt – d. h. einschließlich der finanziellen Kosten – soll die Finanzierungsfunktion sicherstellen, dass durch die Wasser- bzw. Abwasserpreise ausreichend finanzielle Mittel vereinnahmt werden, um sowohl die Bereitstellung von Wasserdienstleistungen als auch Gewässerschutzmaßnahmen zur Erreichung und Erhaltung des guten Zustands langfristig gewährleisten zu können.<sup>83</sup>

**Anreiz- und Finanzierungsfunktion** sind also unmittelbar miteinander verknüpft und als die **zentralen Funktionen** der Kostendeckung im Rahmen der WRRL anzusehen. Die Informationsfunktion kann als Unterstützungsfunktion dieser beiden Funktionen verstanden werden; vorausgesetzt es gelingt, durch klare Begriffsabgrenzungen eine Transparenz der Kostenarten zu schaffen.

Da die Kosten der Wasserdienstleistungen auch durch eine **Fehlinternalisierung** von externen Kosten<sup>84</sup> der weiteren Wassernutzungen beeinflusst werden können, sieht Art. 9 WRRL vor, dass im Sinne des Verursacherprinzips „die verschiedenen Wassernutzungen, die mindestens in die Sektoren Industrie, Haushalte und Land-

---

<sup>82</sup> Die Nachfrageelastizität zeigt an, wie die Nachfrage nach einem Gut prozentual auf einen 1%-igen Preisanstieg reagiert.

<sup>83</sup> Vgl. Fries/Nafo 2006, S. 155.

<sup>84</sup> Beispielsweise führen Nitrateinträge der Landwirtschaft zu erhöhten Aufbereitungskosten in der Trinkwasserversorgung.

wirtschaft aufzugliedern sind, [...] einen angemessenen Beitrag leisten zur Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen“. Hierdurch sollen Verzerrungen bei der Anreiz- und Finanzierungsfunktion vermieden werden.

Die Anforderungen des Art. 9 an eine zweckmäßige Definition von URK lassen sich somit im Kern in einer möglichst guten Gewährleistung der Funktionen der Kostendeckung zusammenfassen (vgl. Abbildung 11). Darüber hinaus unterliegen die Definitionen, ausgehend von dem in Kapitel 3.1 skizzierten Spannungsfeld, der Nebenbedingung der Praktikabilität. Dies betrifft v. a. die Datenverfügbarkeit und somit auch die Wirtschaftlichkeit bzw. Verhältnismäßigkeit der Umsetzung des Kostendeckungsprinzips (inkl. URK) selbst.<sup>85</sup> Durch praxisgerechte Modifikationen bei der Definition der Begriffe sowie der damit zusammenhängenden Methoden können u. U. Einschränkungen der angestrebten Funktionen der Kostendeckung – bspw. bei der Präzision der Anreizwirkung – unvermeidbar sein. Darüber hinaus müssen geeignete Definitionen von URK untereinander logisch konsistent sowie mit der exogenen Vorgabe der Umweltziele im Rahmen der WRRL vereinbar sein. Dies gilt auch für die verwendeten Methoden zur Ermittlung von URK.

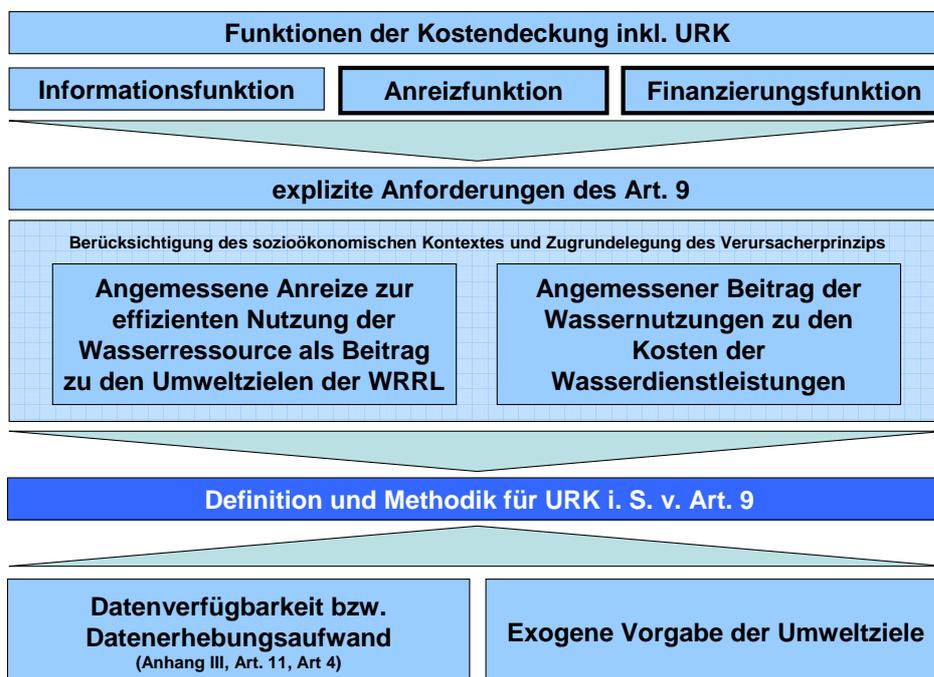


Abbildung 11: Anforderungen an Definition und Methodik für URK i. S. v. Art. 9<sup>86</sup>

<sup>85</sup> Art. 9 verweist explizit darauf, dass u. a. den sozialen und wirtschaftlichen Auswirkungen der Kostendeckung Rechnung getragen werden kann.

<sup>86</sup> Quelle: Eigene Darstellung.

Eine Berücksichtigung externer bzw. volkswirtschaftlicher Effekte ist auch im Zusammenhang mit den Art. 11 und Art. 4 WRRL relevant. Hierbei ist allerdings zu hinterfragen, welchen Beitrag die im Hinblick auf die expliziten Zwecke des Art. 9 zu definierenden URK zu den Fragestellungen der Art. 11 und Art. 4 leisten können.

Hierzu finden sich Hinweise im Arbeitspapier der DG ECO2, die jedoch teilweise diffus erscheinen. So können URK nach Ansicht der DG ECO2 als ein Maßstab bei der Bewertung der Kosteneffizienz einer Maßnahme herangezogen werden.<sup>87</sup> Sie sollen hierbei in Form von (verbleibenden) Umweltschadenskosten signalisieren, in welchem Maße Umweltziele der Richtlinie durch ein Maßnahmenbündel erreicht worden sind.<sup>88</sup> Die Richtlinie verlangt jedoch grundsätzlich die vollständige Erreichung der Umweltziele; ein Abweichen von diesem Grundsatz ist nur im Rahmen der Ausnahmetatbestände des Art. 4 vorgesehen.<sup>89</sup> Dies ist v. a. dann der Fall, wenn es kein Maßnahmenbündel gibt, welches die Umweltziele aus technischen Gründen oder aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten vollständig erreichen kann. Eine Inanspruchnahme eines Ausnahmetatbestandes führt aber – über entsprechende Fristverlängerungen bzw. eine Adjustierung der Bewirtschaftungsziele – zu einer Revision des Zielzustands. Dieser kann nun technisch und zu verhältnismäßigen Kosten vollständig erreicht werden, so dass faktisch keine Ziellücke mehr besteht. Somit dürfte bei konsequenter Umsetzung der Richtlinie die Betrachtung von URK als verbleibende wasserbezogene Umweltschadenskosten keine große praktische Bedeutung haben.

Von hoher praktischer Bedeutung ist hingegen folgender Zusammenhang zwischen Art. 9 und Art. 11 WRRL: die im Rahmen der Kostendeckung vereinnahmten URK können zur Finanzierung des Maßnahmenprogramms nach Art. 11 herangezogen werden. Auf diese Weise könnten die (wasserbezogenen) externen Kosten internalisiert werden, indem die Verursacher des Schadens das Maßnahmenprogramm finanzieren.<sup>90</sup> Als Beispiel seien hier Abgaben bzw. Nutzungsentgelte genannt, die zur Finanzierung der Gewässerschutzmaßnahmen herangezogen werden können.<sup>91</sup> Dieser Finanzierungsaspekt ist besonders gut bei Anwendung eines kostenorientier-

---

<sup>87</sup> Vgl. DG ECO2 2004, S. 8; Görlach/Interwies 2004, S. 18. Zur Kosteneffizienz vgl. auch Kap. 3.2.

<sup>88</sup> Vgl. DG ECO2 2004, S. 8.

<sup>89</sup> Vgl. hierzu auch Kap. 3.4.

<sup>90</sup> Vgl. Görlach/Interwies 2004, S. 20.

<sup>91</sup> Vgl. Kluge 2005, S. 92f.; Hilgers/Meißner-Noack 2006.

ten Ansatzes<sup>92</sup> gewährleistet, da in diesem Fall eine Identität von URK und den Kosten des durchzuführenden Maßnahmenprogramms vorliegt.

Darüber hinaus sind URK laut DG ECO2 auch für Art. 4 WRRL relevant:<sup>93</sup> Um einen Ausnahmetatbestand auf Basis unverhältnismäßig hoher Kosten rechtfertigen zu können, sind sowohl Kosten- als auch Nutzendaten erforderlich, um die Kosten und Nutzen, die mit der entsprechenden Maßnahme verbunden sind, gegeneinander abzuwägen. Im Rahmen einer solchen Kosten-Nutzen-Analyse<sup>94</sup> können den Kosten von Maßnahmen die dadurch vermiedenen Umweltschadenskosten auf der Nutzenseite entgegengestellt werden. Hierzu können nach Ansicht der DG ECO2 die im Rahmen des Art. 9 zu bestimmenden URK als Maß der vermiedenen Umweltschadenskosten herangezogen werden.<sup>95</sup> Dies ist allerdings nur dann möglich, wenn die URK i. S. v. Umweltschadenskosten präferenzbasiert ermittelt werden, da eine kostenorientierte Ermittlung ex definitione zu einer Identität von Kosten und Nutzen führen würde. Hierbei ist zu beachten, dass eine Beschränkung auf wasserbezogene Umweltschadenskosten nicht zielführend wäre. Darüber hinaus sind nämlich die weiteren (zumindest die signifikanten) gesellschaftlichen Effekte sowohl auf der Kosten- als auch auf der Nutzenseite zu berücksichtigen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die verschiedenen ökonomischen Fragestellungen grundsätzlich eine Berücksichtigung gesellschaftlicher Kosten verlangen. Hierzu können aber je nach Fragestellung unterschiedliche Begriffsverständnisse und Ermittlungsmethoden zweckmäßig sein. Die Fragestellungen der verschiedenen Artikel der WRRL zu wirtschaftlichen Aspekte lassen sich am besten integrieren, wenn unter Berücksichtigung aller relevanten (nicht nur der wasserbezogenen) Aspekte zunächst ein gesellschaftlich kosteneffizientestes Maßnahmenprogramm entwickelt wird und anschließend dessen Kosten mittels eines kostenorientierten Ansatzes als URK im Rahmen von Art. 9 zugrunde gelegt werden. Die Prämisse zur Anwendung des kostenorientierten Ansatzes, dass der Nutzen die Kosten überwiegt, ist als gewährleistet anzusehen, wenn zudem Art. 11 und Art. 4 integriert betrachtet

---

<sup>92</sup> Hierbei werden die Kosten der im Rahmen des Art. 11 ermittelten kosteneffizienten Maßnahmen (-kombination) als Näherungsmaß (Proxy) für die URK im Rahmen des Art. 9 verwendet. Zu den Annahmen sowie Vor- und Nachteilen des kostenorientierten Ansatzes vgl. auch Kap. 3.3.3.

<sup>93</sup> Vgl. hierzu und zu folgendem DG ECO2 2004, S. 8 sowie Interwies et al. 2005, S. 23.

<sup>94</sup> Vgl. auch Kap. 3.4.3.

<sup>95</sup> Vgl. DG ECO2 2004, S. 10.

werden, da im Rahmen des Art. 4 diese Prämisse mittels präferenzbasierter Bewertung der Nutzenseite bei Bedarf überprüft werden kann.

### 3.3.5 Schlussfolgerungen für eine abschließende Definition von Umwelt- und Ressourcenkosten

Abschließend sollen auf Basis der obigen Ausführungen Schlussfolgerungen für eine zweckmäßige Definition von URK für den Rahmen dieser Untersuchung gezogen werden. Es ist zu prüfen, ob dabei an eines der vorgestellten Konzepte der CIS-Arbeitsgruppen WATECO oder DG ECO2 angeknüpft werden kann. Zunächst soll diese Prüfung für das aktuellere und speziell auf die Fragestellung der URK zugeschnittene Konzept der DG ECO2 erfolgen.

#### Schlussfolgerungen aus der Analyse der URK-Konzeption der DG ECO2

Auf Basis der in Anhang A dargestellten Einordnung in den wirtschaftswissenschaftlichen Hintergrund lässt sich feststellen, dass die von der DG ECO2 vorgeschlagenen Ressourcenkosten i. S. gesellschaftlicher Opportunitätskosten eine Differenz von Nettonutzen<sup>96</sup> alternativer Allokationen darstellen und daher begrifflich nicht mit den *Ressourcenkosten im wirtschaftswissenschaftlichen Verständnis* zu verwechseln sind.<sup>97</sup> Davon unbeschadet eignet sich die von der DG ECO2 vorgeschlagene Definition von RK aus theoretischer Sicht grundsätzlich als Optimierungskalkül für eine umweltökonomisch effiziente Nutzung der Wasserressourcen. Hierzu ist allerdings eine konsequente Umsetzung erforderlich.

Allerdings erscheint die von der DG ECO2 vorgeschlagene **Gesamtkonzeption** für die URK nicht immer schlüssig. So kann sich ein **konzeptioneller Widerspruch zwischen den Definitionen der UK und der RK** ergeben.

Die DG ECO2 definiert einerseits einen Umweltschaden als Abweichung einer Referenzsituation von einer Zielsituation in Bezug auf die aquatische Umwelt. Dabei erscheint es plausibel, das Erreichen der Umweltziele der WRRL als Zielsituation

---

<sup>96</sup> Die von der DG ECO2 vorgeschlagenen RK sind ein Maß, das die gesellschaftlichen **Nutzen und Kosten** einer bestimmten Allokation einer Ressource zu einem Nettonutzen saldiert und diesem den bei optimaler Allokation potenziell erzielbaren Nettonutzen gegenüberstellt.

<sup>97</sup> Sie wären daher eher als **Ressourcenfehlallokationskosten** zu bezeichnen.

zugrunde zu legen.<sup>98</sup> Andererseits muss die gesellschaftlich optimale Allokation der Ressource Wasser, die der Ermittlung der RK zugrunde gelegt wird, konsequenterweise auch ein gesellschaftlich optimales Umweltniveau<sup>99</sup> implizieren, da sonst eine Wohlfahrtssteigerung durch eine entsprechende Erhöhung oder auch Verringerung des Umweltniveaus möglich wäre. Werden bei der Ermittlung der UK aber die **exogenen Umweltziele** als Zielzustand zugrunde gelegt und korrespondieren diese nicht mit dem im Rahmen des RK implizit ermittelten optimalen Umweltniveau, würden faktisch zwei verschiedene Zielzustände zugrunde gelegt. In diesem Fall wären die jeweils von den RK und den UK ausgehenden Anreizwirkungen widersprüchlich.<sup>100</sup> Für die Konsistenz des URK-Konzept der DG ECO2 ist es daher zwingend erforderlich, dass sich die beiden Zielzustände entsprechen, d. h. die EU-Kommission bei ihrer exogenen Festlegung der Umweltziele vollständig den Präferenzen der Betroffenen entsprochen hat.

Problematisch in Bezug auf das RK-Konzept der DG ECO2 ist auch die in der Richtlinie selbst verankerte **Beschränkung der Anwendung von Umwelt- und Ressourcenkosten auf die Kostendeckung der Wasserdienstleistungen**. Um eine gesellschaftlich optimale Allokation i. S. d. RK-Konzepts der DG ECO2 erreichen zu können, müssten *alle* Wassernutzungen mit den von Ihnen verursachten URK belastet werden. Der in Art. 9 geforderte angemessene Beitrag leistet hierzu aber nur einen Teilbeitrag, da er nur auf die durch die Wassernutzungen verursachten Mehrkosten der Wasserdienstleistungen abzielt, nicht aber auf die Schädigungen von sonstigen Wassernutzungen untereinander. Die aus gesamtgesellschaftlicher Sicht optimale Allokation der Ressource stellt sich aber nur dann ein, wenn *alle* aktuellen und zukünftigen gesellschaftlichen Nutzen und Kosten der Nutzung der Wasserressourcen vollständig berücksichtigt werden.

---

<sup>98</sup> Vgl. DG ECO2 2004, S. 4. Andere Interpretationen der Zielsituation sind aus Sicht der DG ECO2 jedoch grundsätzlich auch möglich.

<sup>99</sup> Optimalität liegt bei Identität von Grenznutzen und Grenzscha-den vor.

<sup>100</sup> Es wäre denkbar, auf die Ermittlung eines optimalen Umweltniveaus im Rahmen der RK zu verzichten und die Wassernutzungen um ein vorgegebenes Umweltniveau „herumzuoptimieren“. Angesichts der großen Bedeutung des gewählten Umweltniveaus für die Nutzungsmöglichkeiten und Opportunitätskosten in der Wasserwirtschaft erscheint eine derart inkonsequente Umsetzung des RK-Konzepts allerdings den Optimierungsspielraum übermäßig einzuschränken und den Sinn des RK-Konzepts letztlich in Frage stellen.

Obwohl die Definition der DG ECO2 eine Weiterentwicklung der WATECO-Definition darzustellen scheint, bleibt das **Abgrenzungsproblem von UK und RK** ungelöst.<sup>101</sup> Bei konsequenter Umsetzung des wohlfahrtstheoretischen RK-Konzepts sind die UK als Umweltschadenskosten im Zusammenhang mit der Nutzung von Wasserressourcen bereits ein Teil der gesellschaftlichen Kosten, auf deren Basis die RK gemäß DG ECO2 ermittelt werden. Eine Differenzierung von UK und RK bedingt aber eine saubere Abgrenzbarkeit der Kosten, um Doppelerfassungen zu vermeiden. Die UK können zudem nicht durch einfache Subtraktion aus den RK herausgerechnet werden, da das Konzept der RK ja eine Saldierung aller gesellschaftlichen Kosten und Nutzen vornimmt und zudem auf den Nettonutzen der optimalen Allokation als Nullpunkt der RK normiert ist.<sup>102</sup> Das Abgrenzungsproblem und die damit verbundene Gefahr einer Doppelerfassung von Kostenkomponenten als UK und als RK sieht auch die DG ECO2: „... environmental costs may be part of the net benefits with which the resource costs are calculated and hence there is a real risk of double counting.“<sup>103</sup> Bei konsequenter Zugrundelegung eines *umfassenden* Verständnisses von Nettonutzen *können* UK aber nicht Teil der Nettonutzen sein, wie es die DG ECO2 hier darstellt, sondern *sind es in jedem Fall*, da es in der von der DG ECO2 zugrunde gelegten Wohlfahrtstheorie keine UK, die ja von der DG ECO2 im Sinne von Umweltschadenskosten definiert sind, geben kann, die nicht auch gleichzeitig als gesellschaftliche Kosten bzw. verminderter gesellschaftlicher Nutzen in die Ermittlung der RK einfließen.<sup>104</sup>

Zudem werden UK in der Interpretation der DG ECO2 nur auf das aquatische Umweltniveau bezogen. Eine generelle Nichtberücksichtigung nicht-wasserbezogener Umweltschadenskosten im Rahmen der URK wäre eine inkonsequente Einschränkung der wohlfahrtstheoretischen RK-Konzeption, da hierdurch Fehlanreize zur Verlagerung von Umweltschädigungen in andere Umweltmedien ausgehen könnten, die im Saldo den gesellschaftlichen Nutzen verringern. Die nicht-wasserbezogenen Umweltschadenskosten müssen konsequenterweise in der Konzeption der DG ECO2 als Teil der RK angesehen werden und fallen nicht unter die zu enge UK-Definition der

<sup>101</sup> Vgl. Heinz 2005a, S. 4.

<sup>102</sup> D. h. bei RK (i. S. v. Ressourcenfehlallokationskosten) von Null, also im Zustand der optimalen Allokation, liegen selbstverständlich noch gesellschaftliche Ressourcenkosten im Allgemeinen vor – es gibt lediglich keinen Optimierungsspielraum mehr.

<sup>103</sup> DG ECO2, S. 2.

<sup>104</sup> Es ist jedoch zu betonen, dass es auch Ressourcenkosten gibt, denen keine Umweltkosten zu Grunde liegen, vgl. DG ECO2, S. 3.

DG ECO2. Eine getrennte Betrachtung der UK und RK im Konzept der DG ECO2 würde also explizite UK (wasserbezogen) und implizite UK in den RK (nicht-wasserbezogen) beinhalten. Das Abgrenzungsproblem dürfte so noch verstärkt und somit die Transparenz und Nachvollziehbarkeit des URK-Konzepts eingeschränkt werden.

Es lässt sich feststellen, dass die Definitionen von UK und RK in der Interpretation der DG ECO2 in Bezug auf eine Abgrenzung und Verrechnung inhärent inkompatibel erscheinen. Dadurch könnte aufgrund von Doppelerfassungen bzw. der teilweisen Nichterfassung von Komponenten die Gewährleistung der intendierten Funktionen der Kostendeckung gefährdet sein. Letztlich ist zu hinterfragen, ob eine separate Definition und Erfassung von UK im Rahmen der DG ECO2 Konzeption sinnvoll oder überhaupt notwendig ist, da die RK bei konsequenter Umsetzung die UK bereits vollständig berücksichtigen. Für die Anreiz- und Finanzierungsfunktion ist lediglich die Gesamthöhe der Kosten entscheidend. Somit würde allein die Kostendeckung inkl. RK zu einer theoretisch optimalen Allokation führen. Eine Auseinanderrechnung und separater Ausweis von UK und RK hätte höchstens statistischen Wert.

Auch eine Beschränkung auf das RK-Konzept der DG ECO2 im Rahmen der WRRL erscheint nicht zuletzt daher unzweckmäßig, weil das Problem der fehlenden Kompatibilität mit dem exogenen Zielzustand verbleibt. Darüber hinaus ist die praktische Umsetzbarkeit des RK-Konzepts zweifelhaft. Abgesehen von der inkonsequenten konzeptionellen Einschränkung der Kostendeckung auf den Bereich der Wasserdienstleistungen ist das RK-Konzept bei der praktischen Anwendung aufgrund einer **unzureichenden Datenlage** weiteren Einschränkungen unterworfen bzw. mit großem Datenerhebungsaufwand verbunden. Es muss grundsätzlich eine Abwägung zwischen der Datenqualität bzw. der daraus resultierenden Entscheidungsqualität sowie mit dem damit verbundenen Datenerhebungs- und -verarbeitungsaufwand vorgenommen werden.<sup>105</sup>

Die Einschätzung, dass die Datenlage derzeit und in naher Zukunft unzureichend ist bzw. sein wird, wird sowohl von der LAWA als auch von den meisten anderen euro-

---

<sup>105</sup> Die Grenzen der Anwendbarkeit (feasibility) werden durch die Verfügbarkeit von Informationen, die personelle und finanzielle Kapazität sowie die organisatorischen Bedingungen determiniert, vgl. WATECO 2002, S. 6.

päischen Ländern geteilt.<sup>106</sup> Insb. wird argumentiert, dass eine Anwendung der RK-Definition der DG ECO2 zwangsläufig mit einer umfassenden Erhebung mikroökonomischer Daten der Wassernutzungen auf Haushalts- und Unternehmensebene, und somit mit hohen Datenerhebungskosten verbunden ist.<sup>107</sup> Zudem müsste ein vollständiges Systemverständnis vorausgesetzt werden können. Vor allem im Bereich der Ökologie sind die Wirkungszusammenhänge jedoch noch nicht hinreichend bekannt.<sup>108</sup> Des Weiteren besteht insb. die Problematik der Quantifizierbarkeit intangibler Nutzen und Kosten sowie der Wahl eines gesellschaftlich adäquaten Diskontierungssatzes für zukünftige Nutzen und Kosten. Eine *vollständige* Umsetzung des RK-Konzeptes bedingt letztendlich das Vorhandensein eines quasi-allwissenden Planers und kann für die Praxis somit ausgeschlossen werden. Die Wirksamkeit der Anreizfunktion setzt zudem streng genommen einen vollkommenen Markt voraus, der die aus der Internalisierung der RK resultierenden Anreize in entsprechende Veränderungen der Nutzungsniveaus der verschiedenen Wassernutzungen transformieren kann.<sup>109</sup> Die Wirksamkeit einer Berücksichtigung von Opportunitätskosten als Anreiz zum Abbau von Fehlallokationen erscheint daher zweifelhaft.

Insgesamt ergibt sich angesichts der konzeptionell und praktisch bedingten Einschränkungen dieser theoretisch fundierten Konzeption die große Gefahr einer Scheingenauigkeit. Der theoretisch hohe Anspruch des RK-Konzepts der DG ECO2 kann somit u. E. in der Praxis nicht ausreichend erfüllt werden: das aus Sicht der Theorie elaboriertere Konzept erscheint für die praktische Gewährleistung der Funktionen der Kostendeckung insb. aufgrund der beschriebenen konzeptionellen Unschärfen sowie der unzureichenden Datenlage nur eingeschränkt anwendbar und scheint somit den selbst im eingeschränkten Konzept großen methodischen Aufwand nicht zu rechtfertigen.

---

<sup>106</sup> Vgl. auch Kap. 3.3.6.

<sup>107</sup> Vgl. Görlach/Interwies 2004, S. 14.

<sup>108</sup> Problematisch sind v. a. Diffusions-, Synergie- und Kumulativeffekte sowie zeitliche und räumliche Entkopplungen von Ursache und Wirkung. Vgl. Günther 1994, S. 141 und dort angegebene Literatur.

<sup>109</sup> Marktversagen und damit Fehlallokationen können außer durch externe Effekte/Öffentliche Güter auch durch asymmetrische Information und Marktmacht sowie Regulierung und Monopole hervorgerufen werden. Zu Ursachen und Konsequenzen von Marktversagen vgl. ausführlich bspw. Fritsch/Wein/Ewers 2005.

Daher soll im Folgenden geprüft werden, ob das ursprünglichere URK-Konzept der WATECO ein hinreichend schlüssiges Gesamtkonzept für UK und RK im Hinblick auf eine praktische Umsetzung der WRRL liefert.

### **Schlussfolgerungen aus der Analyse der URK-Konzeption der WATECO**

Die Unzulänglichkeit des WATECO-Konzepts im Hinblick auf die Trennschärfe der Umweltkosten und Ressourcenkosten war einer der Gründe für die Erarbeitung des Informationspapiers der DG ECO2. Betrachtet man die in Kapitel 3.3.2.2 vorgestellten Definitionen der WATECO für Umweltkosten und Ressourcenkosten, so kann im Einklang mit der DG ECO2 festgestellt werden, dass auch hier die Begriffe nicht klar von einander abgegrenzt sind. Diese Einschätzung teilt auch beispielsweise HEINZ in seiner Analyse der WRRL-Kostenbegriffe.<sup>110</sup> Gemäß der Definition der WATECO entstehen Ressourcenkosten durch die *Übernutzung* der vorhandenen Wasserressourcen. Eine solche Übernutzung *kann* nach Ansicht von HEINZ allerdings auch Umweltkosten hervorrufen, so dass die Gefahr einer Überlappung oder sogar einer Verwechslung der beiden Kostenkategorien besteht. Ausgehend von der Definition der RK ist u. E. eine Überschneidung mit den UK aber nicht nur möglich, sondern zwangsläufig, da das Vorliegen von RK gemäß Definition an eine *Verletzung der natürlichen Regenerationsfähigkeit* gekoppelt ist. Diese impliziert eine signifikante negative Abweichung vom natürlichen Zustand der Umwelt. Die dadurch entstehenden Opportunitätskosten bei Nutzern der Wasserressourcen, können also vollständig unter den Teil der UK-Definition subsumiert werden, welcher auf Schäden für Personen abstellt, die die Umwelt nutzen. Somit fallen die Kosten, die bereits durch die RK-Definition erfasst sind, in vollem Umfang unter die Definition von UK und können also lediglich als eine spezielle Ausprägung der UK betrachtet werden.<sup>111</sup> Aufgrund dieser Teilmengeneigenschaft würde eine separate Erfassung von RK zu einer vollständigen Doppeltzählung führen.

Das WATECO-Konzept erlaubt somit keine sinnvolle Abgrenzung von Umweltkosten und Ressourcenkosten; andererseits stellt dies nur ein Scheinproblem dar. Auf Basis

---

<sup>110</sup> Vgl. Heinz 2005a, S. 4.

<sup>111</sup> Der Umkehrschluss, dass der Teil der UK-Definition, der auf Schäden für Personen abstellt, die die Umwelt nutzen, deckungsgleich mit den RK ist, ist dagegen nicht zutreffend, da ersterer darüber hinaus auch den Schaden an Personen *außerhalb* der Wassernutzungen einbezieht.

der Anforderungen des Art. 9 lässt sich nämlich keine zwingende und nachvollziehbare Notwendigkeit zur Differenzierung der beiden Begriffe ableiten.<sup>112</sup> Entscheidend für die Erfüllung der Anreiz- und Finanzierungsfunktion der Kostendeckung ist allein die Höhe der insgesamt zu belastenden Kosten und nicht wie diese in verschiedene Kostenkategorien aufgeteilt werden können. Daher hat eine Differenzierung in UK und RK für das WATECO-Konzept keine Relevanz, da – wie zuvor erläutert – keine RK denkbar sind, die nicht Teilmenge der UK sind. Somit würde ein Verzicht auf die separate Berücksichtigung von RK nicht zu einer Verringerung der Gesamtkosten führen. Selbst im Hinblick auf eine zusätzliche Transparenz ist aufgrund der schwierigen Abgrenzbarkeit kein Informationsgewinn zu erkennen, der den Aufwand rechtfertigen würde.

Aufgrund des Abgrenzungsproblems allein kann das WATECO-Konzept also nicht als unzumutbar abgelehnt werden, wenn man URK als einen Kostenblock bzw. als **Begriffspaar unter Zugrundelegung der umfassenderen Definition der UK** versteht und somit Doppelerfassungen vermeidet. Entscheidend für die Beurteilung der Zweckmäßigkeit des WATECO-Konzepts ist dann, ob die UK-Definition mit den exogenen Umweltzielen der Richtlinie kompatibel und in ihrer praktischen Umsetzung die Zwecke der WRRL hinreichend unterstützen kann. Hierbei ist insb. entscheidend, wie ein Umweltschaden definiert wird und wie darauf aufbauend die UK als bewerteter Umweltschaden methodisch ermittelt werden können.

Wie bereits im Rahmen des Konzepts der DG ECO2 diskutiert, ist es bei der Bestimmung von UK im Rahmen der WRRL nahe liegend, einen Umweltschaden als Abweichung eines Referenzzustandes von einem Zielzustand zu interpretieren und dabei die exogen vorgegebenen Umweltziele der WRRL als Zielzustand zugrunde zu legen.

Im Gegensatz zum Konzept der DG ECO2 beinhaltet das Konzept der WATECO keine endogene Ermittlung eines gesellschaftlich optimalen Umweltniveaus im Rahmen der RK-Ermittlung, so dass sich hier nicht der zuvor skizzierte konzeptionelle Widerspruch bei abweichenden exogenen Umweltzielen ergeben kann. Es kann also im Rahmen des WATECO-Konzepts durchaus mit der *Annahme* gearbeitet werden, dass die Umweltziele der Richtlinie dem gesellschaftlich gewünschten Niveau ent-

---

<sup>112</sup> Auch die LAWA spricht sich dafür aus, URK als Begriffspaar i. S. d. Gesamtheit externer Effekte der Wasserdienstleistungen zu interpretieren, vgl. LAWA 2003, S. 75.

sprechen, ohne dass eine implizite Ermittlung eines optimalen Niveaus dem potenziell widerspricht.<sup>113</sup> Somit bewerten die UK gemäß WATECO die Differenz zwischen der aktuellen Situation und der vorgegebenen Zielsituation. Sie entfalten keine potenziell widersprüchlichen Anreize im Hinblick auf diese Zielsituation. Sie sind somit geeignet, zu den Umweltzielen der Richtlinie beizutragen. Dafür ist auch von großer Bedeutung, dass das UK-Konzept der WATECO im Gegensatz zum UK-Konzept der DG ECO2 sich nicht ausdrücklich auf Schäden an der aquatische Umwelt beschränkt. Dies ist wichtig, damit keine Anreize zu Verlagerungen von Belastungen in andere Umweltmedien entstehen, was den Zielen und dem Geist der Richtlinie entgegenstehen würde.

### **Schlussfolgerungen bezüglich der methodischen Ermittlung von URK**

Als nächstes soll die methodische Ermittlung der UK betrachtet werden. Hierzu kann eine Analyse des Gesamtkonzepts der WRRL wichtige Hinweise liefern. Prinzipiell können die definierten UK nutzen- oder kostenorientiert bewertet werden.<sup>114</sup>

Die nutzenorientierte Bewertung der Umweltschadenskosten basiert auf den mit Veränderungen der Umweltsituation verbundenen Wertveränderungen der betroffenen Individuen. Gemäß der ökonomischen Wohlfahrtstheorie bewerten die Akteure eine Veränderung auf Basis ihrer individuellen Präferenzen, ihrer Einkommensrestriktionen sowie der bestehenden Preise für Marktgüter.<sup>115</sup> Die gesamte Wertschätzung wird als Summe der individuellen Bewertungen der Betroffenen ermittelt.

Es ist zu beachten, dass eine nutzenorientierte Bewertung der Differenz von Ziel- und Referenzzustand auf der gleichen Methodik wie die Bestimmung des gesamtwirtschaftlich optimalen Umweltniveaus basiert, da sich die zur Bestimmung des optimalen Umweltniveaus notwendige Grenznutzenfunktion nur über nutzenorientierte Ansätze wie die CVM ermitteln lässt.

Die EU hat im Rahmen der WRRL bewusst auf eine explizite, d. h. präferenzbasierte Ermittlung optimaler Umweltniveaus für die jeweiligen Gewässer verzichtet und statt-

---

<sup>113</sup> Der Widerspruch ergibt sich nur dann, wenn quasi parallel zwei verschiedene Zielzustände zugrunde gelegt werden, wodurch es zu widersprüchlichen Anreizwirkungen im Rahmen der Kostendeckung kommen kann.

<sup>114</sup> Vgl. Kap. 3.3.3.

<sup>115</sup> Vgl. Hansjürgens/Messner 2006, S. 409f.

dessen den *guten Zustand* aller Gewässer als zu erreichendes Umweltniveau *exogen* vorgegeben. Aus dieser Vorgehensweise lassen sich Schlussfolgerungen in Bezug auf die Verwendbarkeit der nutzenorientierten Methoden im Rahmen der WRRL ziehen. Wie auch in Anhang B dargestellt, sind die nutzenorientierten Methoden mit gewissen Problemen behaftet: Damit die Einschätzungen der Konsumenten als gültig anerkannt werden können, muss vorausgesetzt werden, dass die Bewertungen selbständig und frei getroffen worden sind (Konsumentensouveränität).<sup>116</sup> Besonders hervorzuheben ist hierbei, dass die individuelle Wertschätzung stets vom jeweiligen Informationsstand abhängt und somit durch unzureichende Informationen Verzerrungen entstehen können (Informationsproblem). Außerdem hängt die Zahlungsbereitschaft der Individuen von der jeweiligen Einkommenssituation ab (Äquivalenzproblem); der durch Summation ermittelte Gesamtwert hingegen ist vor allem von der gesamten Einkommensverteilung abhängig (Verteilungsproblem). Falls die monetäre Bewertung nur für einen bestimmten Teilbereich durchgeführt wird, können die so ermittelten partiellen Werte nicht ohne weiteres zu einem Gesamtwert addiert werden (Partialanalytisches Problem).<sup>117</sup> Es ist plausibel anzunehmen, dass die Entwickler der WRRL diese methodischen Probleme bei der Konzipierung der Richtlinie berücksichtigt haben und daher der exogenen Vorgabe eines von Experten zumindest grob definierten *guten Zustandes* aller Gewässer den Vorzug gegeben haben. Für eine solche Entscheidung spricht mehr noch der zu erwartende Aufwand bei einer flächendeckend präferenzbasierten Ermittlung von Umweltzielen, da diese aufgrund der jeweils unterschiedlichen naturräumlichen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen letztlich für jedes Planungsgebiet differenziert zu bestimmen wären.<sup>118</sup> Die Handhabbarkeit der Richtlinie wäre dadurch u. U. gefährdet gewesen.

Die beschriebenen Probleme der Methode und des Aufwandes bei der präferenzbasierten Ermittlung optimaler Umweltniveaus lassen sich jedoch auch auf die flächendeckende Ermittlung von URK anhand präferenzbasierter Ansätze übertragen. Das müsste konsequenterweise die Schlussfolgerung erlauben, dass auch die flächendeckende Ermittlung von URK auf Basis präferenzbasierter Ansätze aus Sicht der Richtlinienentwickler zu einem zu großen Aufwand führen würde. Auch könnte eine

---

<sup>116</sup> Vgl. Schulz et al. 2001, S. 34.

<sup>117</sup> Vgl. Schulz et al 2001, S. 34.

<sup>118</sup> Eine vom guten Zustand abweichende Festlegung der Umweltziele auf Basis einer präferenzbasierten Ermittlung von Nutzen und Kosten ist daher nur im Ausnahmefall vorgesehen.

solche Vorgehensweise aus Perspektive der Kommission zu nicht adäquaten Ergebnissen führen, so dass die Gewährleistung der intendierten Funktionen der Kostendeckung zu unsicher wäre. Dies könnte bspw. die Finanzierungsfunktion betreffen, wenn die Zahlungsbereitschaft für eine Gewässerschutzmaßnahme erheblich hinter den entsprechenden Kosten zurückbleiben würde.

Insb. im Hinblick auf die Gewährleistung der Finanzierungsfunktion der Kostendeckung und den Ermittlungsaufwand der URK sollte daher u. E. ein kostenorientierter Ansatz zur Ermittlung der URK zur Anwendung kommen.<sup>119</sup> Die dazu benötigten Kosteninformationen lassen sich auf Basis der vorhandenen Datenlage vergleichsweise einfach und präzise ermitteln. Ohnehin bedeutet die Ermittlung der Maßnahmenkosten zur Überbrückung der Ziellücke keinen zusätzlichen Arbeitsaufwand, da diese Kosten ohnehin im Rahmen der Aufstellung des kosteneffizienten Maßnahmenprogramms gemäß Art. 11 und Anhang III WRRL ermittelt werden müssen. Ein weiterer Vorteil des kostenorientierten Ansatzes besteht im Zusammenhang mit der Zugrundelegung der lediglich wasserbezogenen Umweltziele. Wie bereits ausgeführt, birgt eine Beschränkung auf eine wasserbezogene Betrachtung die Gefahr der Verlagerung von Umweltschäden in andere Umweltmedien. Da die Kosteneffizienz von Maßnahmen grundsätzlich volkswirtschaftlich zu verstehen ist, werden in Rahmen der Beurteilung der Kosteneffizienz des Maßnahmenprogramms nicht relevante wasserbezogene Umweltwirkungen dennoch berücksichtigt bzw. können Maßnahmen so gestaltet werden, dass eine Beeinträchtigung anderer Umweltmedien weitestgehend vermieden wird. Dadurch lassen sich bei Zugrundelegung eines volkswirtschaftlich kosteneffizienten Maßnahmenprogramms für die URK im Rahmen der Ermittlung der Kostendeckung nicht-wasserbezogene UK relativ einfach implizit berücksichtigen.<sup>120</sup>

Die problematische Prämisse der kostenorientierten Ansätze, dass der mit den Kosten verbundene Nutzen mindestens gleichwertig ist, ist im Rahmen der WRRL ausreichend abgesichert durch die Möglichkeit der Prüfung von Ausnahmetatbeständen,

---

<sup>119</sup> Dies heißt nicht, dass die präferenzbasierten Methoden bei fokussierter nicht-flächendeckender Anwendung, etwa zur Begründung von Ausnahmetatbeständen geeignet sein können. Zudem fehlt bei dieser Fragestellung die methodische Alternative.

<sup>120</sup> Eine weitestgehende Vermeidung nicht-wasserbezogener Umweltwirkungen schon im Rahmen der Maßnahmenplanung ist zudem eine Erleichterung für die Bewertungen im Rahmen der Ausnahmetatbestände, da von vorne herein vermiedene Umweltschäden keiner präferenzbasierten Bewertung unterzogen werden müssen.

für den Fall, dass eben dieses unterstellte Kosten-Nutzen-Verhältnis angezweifelt wird.

Das Risiko, dass der kostenorientierte Ansatz, der gemäß Prämisse zudem nur eine Untergrenze der Umweltschadenskosten liefern kann, den wirklichen, d. h. präferenzbasierten UK deutlich unterschätzt, ist ebenfalls begrenzt. Es kann schon allein aufgrund politischen Drucks davon ausgegangen werden, dass Wasserdienstleister bestrebt sind, ihre Kosten und damit die Gebühren gering zu halten. Dies gilt auch für die im Rahmen der Kostendeckung zu internalisierenden URK. Für den Fall, dass bspw. eine präferenzbasierte Ermittlung von UK zu einer Internalisierung von Kosten führen würde, die signifikant die Kosten möglicher Maßnahmen zur Beseitigung des zugrunde liegenden Schadens übersteigen würden, bestünden entsprechende Anreize zur Ergreifung von Maßnahmen zum Abbau dieses Schadens (und damit der UK), so dass letztlich wieder der kostenorientierte Ansatz in der Kostendeckung zum Tragen käme.<sup>121</sup> Dies ist letztlich nur eine Ausprägung der Anreizfunktion der Kostendeckung.

Der kostenorientierte Ansatz kann somit aus pragmatischen Gesichtspunkten belastbare und mit vertretbarem Aufwand ermittelbare Schätzwerte für die URK liefern.

### **Zwischenfazit zur Definition und Ermittlung von URK**

Für den Rahmen dieser Arbeit lässt sich auf Basis der vorangegangenen Diskussion folgendes Fazit zur Definition und Ermittlung von URK ziehen: URK werden als Begriffspaar betrachtet, wobei die UK-Definition der WATECO (Kosten für Schäden, die die Wassernutzung für Umwelt, Ökosysteme und Personen mit sich bringt, die die Umwelt nutzen) diesem Begriffspaar zugrunde gelegt wird. Der durch die URK zu bewertende Umweltschaden wird als Differenz von einem Zielzustand und einem Referenzzustand definiert. Im Rahmen der WRRL ist der Zielzustand durch *guten Zustand* exogen vorgegeben. Für die flächendeckende Ermittlung von URK kann dabei auf einen kostenorientierten Ansatz auf Basis des kosteneffizienten Maßnahmenprogramms zurückgegriffen werden. Die Anwendung der aufwändigeren präferenzbasierten Ermittlung des mit der Durchführung der Maßnahmen verbundenen gesellschaftlichen Nutzens wird nur auf die Begründung von Ausnahmetatbeständen

---

<sup>121</sup> Gemäß umweltökonomischer Theorie werden so lange Umweltschutzmaßnahmen durchgeführt, wie ihre Grenzkosten unter dem Grenznutzen in Form vermiedener Umweltschadenskosten liegen.

i.V.m. unverhältnismäßiger Kosten beschränkt. Dabei ist jedoch zu prüfen, ob nicht Vereinfachungen vorgenommen werden können, durch die sich eine vollständige KNA vermeiden lässt.<sup>122</sup>

### **3.3.6 Überblick über den Umgang mit URK in Deutschland und ausgewählten europäischen Ländern**

Bei der Betrachtung der in den unterschiedlichen EU-Ländern verwendeten Ansätze zur Bestimmung der URK fällt auf, dass auch hier Einschätzungen zu Theorie und Praxis oftmals voneinander abweichen. Obwohl alle betrachteten Länder die Relevanz der theoretisch fundierten nutzenorientierten Ermittlung hervorheben, wird in den meisten Ländern in der Praxis (zunächst) auf pragmatischere, kostenorientierte Methoden zurückgegriffen. Entscheidend sind dabei verschiedene Faktoren: Vor allem zeitliche und finanzielle Aspekte, die Qualität der erforderlichen Daten sowie deren mangelnde Verfügbarkeit werden von den meisten Ländern als Rechtfertigung für die Wahl eines kostenorientierten Ansatzes angeführt. Daneben hat die Analyse jedoch auch gezeigt, dass insb. der Zweck der Ermittlung bei der Wahl der Ermittlungsmethode ausschlaggebend ist. Abgesehen von England und Wales wird in allen Ländern die Ansicht vertreten, dass die kostenorientierte Bewertung bei der Bestimmung des Kostendeckungsgrades zumindest vorläufig anstelle der nutzenorientierten Bewertung eingesetzt werden kann. Da dies, wie bereits erläutert, durchaus mit der ökonomischen Wohlfahrtstheorie vereinbar ist, scheint diese Lösung insb. im Hinblick auf die straffen zeitlichen Vorgaben der Richtlinie zweckmäßig. Allerdings werden Unterschiede in Bezug auf die zu Grunde gelegten Definitionen deutlich: Während z. B. in den Niederlande die Kosten aller Maßnahmen für den Schutz der aquatischen Umwelt stellvertretend für die UK herangezogen werden, ist man in Frankreich der Ansicht, dass die Kosten bereits existierender Maßnahmen nicht einzubeziehen sind, und somit nur die Kosten zusätzlicher Maßnahmen zur Erreichung der Umweltziele bei der Ermittlung der UK berücksichtigt werden sollten. Um in Zukunft vergleichbare Ergebnisse zu erhalten, wäre allerdings die Erstellung eines verbindlichen Leitfadens zur Anwendung der verschiedenen Methoden wünschenswert, der z. B. im Rahmen der CIS erstellt werden könnte. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die in den betrachteten Ländern zu Grunde gelegten Begriffsabgrenzungen und

---

<sup>122</sup> Vgl. Kap. 3.4.3.

verwendeten Methoden. Neben den oben genannten Punkten fällt dabei v. a. auf, dass das Vorgehen bei der Bestimmung der RK in der Praxis noch weitgehend unklar ist. Viele Länder sind jedoch der Ansicht, dass die Bestimmung dieser Kosten auf der Bestimmung der Umweltkosten beruht und somit beide Kostenkonzepte eng miteinander verbunden sind. Es scheint also nicht zweckmäßig zu sein, beide Kostenkategorien voneinander zu trennen, da dies zu einer Überlappung und somit zu einer doppelten Kostenerfassung führen kann.

Tabelle 3: Überblick über Definitionen und Methoden in ausgewählten europäischen Ländern<sup>123</sup>

Land	Theoretische Ebene		Praktische Ebene	Bemerkungen
	Interpretation Umweltkosten	Interpretation Ressourcenkosten	Verwendete Methoden	
<b>Deutschland</b>	Kosten für Schäden, die der Wasserverbrauch für Umwelt, Ökosystem und Personen mit sich bringt, die die Umwelt nutzen.	Knappheitskosten, die infolge einer Übernutzung der Ressource entstehen.	Kostenorientierte Methode, die Umweltschadenskosten werden stellvertretend für Umweltschadenskosten bestimmt, Internatilierte Umwelt- und Ressourcenkosten = Schutzkosten gedeckt durch Abwasserabgaben, Wasserentnahmeentgelte und Ausgleichszahlungen.	<b>Umwelt- und Ressourcenkosten werden als Begriffspaar verwendet, Anwendung nutzenorientierter Methoden geplant.</b>
<b>Niederlande</b>	Kosten für Schäden, die der Wasserverbrauch für Umwelt, Ökosystem und Personen mit sich bringt, die die Umwelt nutzen.	Ressourcenkosten werden nicht separat behandelt.	Kostenorientierte Methode, die Kosten zum Erreichen des guten Zustandes werden stellvertretend für Umweltschadenskosten bestimmt, Internatilierte Umwelt- und Ressourcenkosten = Kosten aller Schutzmaßnahmen gedeckt durch Gebühren und Abgaben.	Zweck der Ermittlung ist ausschlaggebend für die Wahl der Methode: Im Kontext von Art. 4 WRRL muss zukünftig eine nutzenorientierte Methode verwendet werden.
<b>Frankreich</b>	Kosten für zusätzliche Maßnahmen, die den Einfluss auf die aquatische Umwelt minimieren sollen.	Ressourcenkosten werden nicht separat behandelt.	Kostenorientierte Methode, Wichtig: Nur die Kosten zusätzlicher Maßnahmen, die benötigt werden, um den ‚guten Zustand‘ zu erreichen, werden berücksichtigt.	Nutzenorientierte Ansätze haben in der Praxis nur wenig Bedeutung.
<b>Schweden</b>	Kosten für Schäden, die der Wasserverbrauch für Umwelt, Ökosystem und Personen mit sich bringt, die die Umwelt nutzen.	Opportunitätskosten durch Fehlallokation der Wasserressourcen.	Kostenorientierte Methode als vorübergehende Alternative, Gegenwärtige und geplante Kosten für die Erreichung der Umweltstandards werden stellvertretend für Umweltschadenskosten bestimmt, Ressourcenkosten sollen in Zukunft anhand der Allokation der Wassernutzungsrechte ermittelt werden.	Zweck der Ermittlung ausschlaggebend: Im Kontext von Art. 4 WRRL muss zukünftig eine nutzenorientierte Methode verwendet werden, Alternative des Benefit Transfer wird betont.
<b>England &amp; Wales</b>	Residuale Schadenskosten für die Umwelt und Personen, die die Umwelt nutzen.	Opportunitätskosten durch Fehlallokation von auf Wasserentnahmelizenzen mit unbegrenzter Nutzungsdauer.	Nutzenorientierte Methode, Umweltschadenskosten sollen zukünftig ermittelt werden, Ressourcenkosten sollen in Zukunft anhand der Allokation der Wasserentnahmelizenzen ermittelt werden.	Theoretisch fundiert, Kosten wurden jedoch bislang noch nicht bestimmt, weil die nutzenorientierte Ermittlung viel Zeit in Anspruch nimmt.

### 3.4 Ökonomische Begründung von Ausnahmetatbeständen

#### 3.4.1 Ausnahmetatbestände im Rahmen der WRRL

Eine Notwendigkeit zur Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen aufgrund natürlicher Gegebenheiten bzw. fehlender technischer Umsetzbarkeit kann sich bei der Zusammenstellung von Maßnahmen ergeben, wenn keine bzgl. der Erreichung des guten Zustandes zielführenden Maßnahmen identifiziert werden können. Das Hauptaugenmerk bei der Methodenentwicklung im Rahmen dieses Projekts liegt allerdings auf der **ökonomischen Begründung von Ausnahmetatbeständen** und damit auf dem Begriff der Unverhältnismäßigkeit von Kosten. Im folgenden Kapitel wird diese

<sup>123</sup> Vgl. Görlach/Interwies 2004, LAWA 2002 und Brouwer/Strosser 2004.

Problematik erörtert. Die Begründung von Unverhältnismäßigkeit ist im vorliegenden Projekt v. a. in folgenden Zusammenhängen relevant:

### **§ 25 c WHG, Art. 4 Abs. 4 WRRL – Fristverlängerung**

Wenn die Erreichung der Umweltziele bis 2015 technisch nicht durchführbar oder mit **unverhältnismäßig hohen Kosten** verbunden ist, können begründete **Fristverlängerungen** in Anspruch genommen werden.

### **§ 25 d Abs. 1 WHG, Art. 4 Abs. 5 WRRL – weniger strenge Umweltziele**

Weniger strenge Umweltziele können begründet geltend gemacht werden, wenn die Erreichung der ursprünglichen Umweltziele technisch nicht oder nur durch Inkaufnahme von **unverhältnismäßig hohe Kosten** umsetzbar ist und wenn die ökologischen und sozioökonomischen Erfordernisse, denen menschliche Tätigkeiten gemäß Art. 5 Abs. 1 WRRL dienen, nicht durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere und nicht mit **unverhältnismäßig hohen Kosten** verbundene Umweltoption darstellen.

Ausnahmetatbestände können nicht pauschal beurteilt werden. Die Untersuchungsergebnisse dieses Projekts können daher als eine wichtige **Argumentationsgrundlage** genutzt werden. Bei der Begründung von Ausnahmetatbeständen ist auf Konsistenz **zur Ausweisung von HMWB**<sup>124</sup> für den Bereich Hydromorphologie zu achten.

Eine Begründung von **Ausnahmetatbeständen aufgrund natürlicher Gegebenheiten und fehlender technischer Umsetzbarkeit** kann **nach Art. 4 Abs. 4 WRRL (Fristverlängerungen)** gegeben sein, wenn eine verzögerte Wirksamkeit der Maßnahmen (-kombinationen) vorliegt oder Maßnahmen nur stufenweise umsetzbar sind. Die Beantragung **weniger strenger Umweltziele** gem. **Art. 4 Abs. 5 WRRL** kann geprüft werden, wenn etwa geogene Belastungen vorliegen, welche die Erreichung der ursprünglichen Umweltziele unmöglich machen oder wenn keine entsprechenden Maßnahmen (-kombinationen) bekannt sind.

---

<sup>124</sup> Zur Diskussion der Ausweisung von HMWB sowie für Methoden zur vorläufigen Ausweisung von HMWB vgl. bspw. Keitz 1999; Irmer/Rechenberg/Keitz 2006; Borchardt/Völker/Willecke 2003; Kollatsch/Küchler/Olbert/Hölzl 2005 sowie Podraza et al. 2005. Eine Zusammenstellung von europäischen Fallstudien zur Identifizierung und Ausweisung von HMWB findet sich in Kampa/Hansen 2004.

### 3.4.2 Ökonomisches Begriffsverständnis der Unverhältnismäßigkeit

Der Begriff der Unverhältnismäßigkeit wird in der WRRL stets im Zusammenhang mit dem Begriff Kosten verwendet. Es stellt sich die Frage, ob *mit unverhältnismäßig hohen Kosten* die betriebswirtschaftlichen Kosten, die bei der Realisierung einer Maßnahme anfallen, gemeint sind, oder ob auf gesellschaftliche Kosten<sup>125</sup> abgestellt werden soll.

In dieser Untersuchung wird davon ausgegangen, dass im Sinne der WRRL sinnvollerweise stets auf gesellschaftliche Kosten und damit auch Nutzen abzustellen ist. Das bedingt nicht zwangsläufig immer eine Quantifizierung, sondern kann auch durch qualitative oder verbale Beschreibungen geschehen.

#### Verschiedene Interpretationen von Unverhältnismäßigkeit der Kosten

Unverhältnismäßigkeit kann unterschiedlich interpretiert werden. Wohlfahrtstheoretisch liegt Unverhältnismäßigkeit regelmäßig dann vor, wenn die gesellschaftlichen Kosten den gesellschaftlichen Nutzen von weiteren Maßnahmen übersteigen. Maßnahmen sind solange durchzuführen, wie der Grenznutzen (also der Nutzen aus einer weiteren Einheit Maßnahme) die Grenzkosten noch übersteigt. Als Methodik ist hier die **Kosten-Nutzen-Analyse** bzw. als eine abgeschwächte Form **Kosten-Nutzen-Abwägungen** einzusetzen (vgl. Kap. 3.4.3).

Laut **WATECO**<sup>126</sup> ist die Beurteilung von Unverhältnismäßigkeit letztlich ein **politisches Urteil**, das auf ökonomischen Informationen fußt. Da nicht alle Kosten und Nutzen quantifizierbar sind, sollen auch **qualitativ bewertete Kosten- und Nutzenkomponenten** in die Beurteilung einbezogen werden.<sup>127</sup> Das Übersteigen der Kosten über den quantifizierbaren Nutzen führt noch nicht zu Unverhältnismäßigkeit, da solche Nutzenkomponenten noch nicht berücksichtigt wurden, die nicht quantifiziert werden konnten. Bei der Betrachtung möglichst aller quantitativ und qualitativ bewerteter Kosten und Nutzenkomponenten sollte die Differenz, mit der die Kosten den Nutzen übersteigen, zuverlässig schätzbar sein. Die WATECO fordert darüber hinaus, auch auf die **Kostentragfähigkeit** der Betroffenen (Welche Kosten müssen von wem getragen werden?) abzustellen. Für die Begründung von **Fristverlängerungen**

---

<sup>125</sup> Vgl. zum Begriff der gesellschaftlichen bzw. sozialen Kosten Schmidtberger 1992.

<sup>126</sup> Vgl. zu Folgendem auch WATECO 2002, Anhang IV.I, S. 91.

<sup>127</sup> Vgl. hierzu auch Common Implementation Strategy 2005.

sind **quantitative (d. h. nicht zwingend monetarisierte) Informationen** ausreichend. Zur Begründung von weniger strengen Umweltzielen soll eine **vollständige Kosten-Nutzen-Analyse** durchgeführt werden, die neben finanziellen Kosten und Nutzen, weitere ökonomische, Umwelt- und soziale Kosten, also möglichst auch alle externen Effekte berücksichtigt.

In dieser Untersuchung kann der WATECO vom Grundsatz her im Wesentlichen gefolgt werden. Die **Beurteilung von Unverhältnismäßigkeit** ist tatsächlich nur durch ein **politisches Urteil** möglich, denn die ideale Welt der neoklassischen Umweltökonomie, in der sich alle Kosten und Nutzen quantifizieren und zu einem einheitlichen Entscheidungswert zusammenführen lassen, existiert in der Realität nicht. In dieser Untersuchung wird daher im Sinne der **Beachtung des Aufwandes der Datenbeschaffung** auch eine abgeschwächte Form der Kosten-Nutzen-Analyse verwendet. Diese Form soll im Folgenden als **Kosten-Nutzen-Abwägungen** bezeichnet werden. Die Kosten-Nutzen-Abwägungen sollten dabei dennoch möglichst umfassend und vollständig sein.

Zur Begründung von Unverhältnismäßigkeit im Hinblick auf Fristverlängerungen halten wir allerdings eine **substanzielle Kosteneinsparung sowie ein verringertes volkswirtschaftliches Konfliktpotenzial** für ausreichend (vgl. Kap. 4.2).

Die **Prüfung der Akzeptanz** von Maßnahmen durch Anspruchsgruppen gilt in dieser Untersuchung als **oberster Grundsatz**. Hierdurch können Konfliktpotenziale reduziert werden, die einer Umsetzung der WRRL entgegenstehen.<sup>128</sup> Umweltökonomisch ist ein Messen von Zahlungs- und Akzeptanzbereitschaften nichts anderes als eine Form der Nutzenbewertung. Freilich wird es immer auch Präferenzen Betroffener geben, die sich nicht berücksichtigen lassen. Eine Einschätzung der Akzeptanz kann auch durch Dritte erfolgen, indem etwa die Betroffenen nicht direkt befragt werden, sondern lediglich politische Urteile über eine angemessene Höhe von Gebührenbelastungen getroffen werden.

Eine pragmatische Methode zur Beurteilung der Akzeptanz durch Anspruchsgruppen stellt also auf eine zumutbare **Belastung bzw. Tragfähigkeit einzelner Gruppen von Wassernutzern** ab.

---

<sup>128</sup> Vgl. allgemein zur Konfliktreduktion durch umweltökonomischen Bewertung Dehnhardt/Hirschfeld 2005.

Zum ersten können die Kunden der Wasserdienstleistungen durch die auf sie umgelegten Gebühren in **unzumutbarer** Weise belastet sein. Belastungen der **privaten Haushalte** können in der Relation von Ausgaben für Wasserdienstleistungen zum verfügbaren Einkommen geschätzt werden. Bei **Unternehmen** als weitere Kunden von Wasserdienstleistern können hohe Wasserpreise Wettbewerbsnachteile verursachen. Wettbewerbsverzerrungen könnten etwa durch einen Gebührenvergleich<sup>129</sup> untersucht werden.

Wassernutzer sollen einen **angemessenen Beitrag zur Kostendeckung der Wasserdienstleistungen** leisten. Bedeutende Wassernutzer sind etwa die **Landwirtschaft** und die **Industrie**. Angemessenheit impliziert auch, dass Wassernutzer nicht in unzumutbarer Weise – d. h. über ihre Tragfähigkeit hinaus – belastet werden. Eine grundsätzlich verursachungsgerechte Zuordnung von Beiträgen ist also durch die Tragfähigkeit der Wassernutzer beschränkt.

**Unzumutbare Belastungen** können aber auch **in Bezug auf die Allgemeinheit** auftreten, wenn ein Staat oder eine Region Maßnahmen aus Steuermitteln finanzieren muss. Dies kann beispielsweise der Fall sein, wenn Verursacher von Altlasten nicht ermittelt werden können oder gesellschaftlich vorteilhafte wasserbezogene Maßnahmen durchgeführt werden sollen, die keinem Wassernutzer zugerechnet werden können oder sollen. Selbst wenn die Bürger Maßnahmen für lohnend halten, ist es vorstellbar, dass der Staats- bzw. Landeshaushalt möglicherweise die Kosten von Maßnahmen – auch zeitlich befristet – nicht tragen kann. Dies könnte in der politischen Praxis durchaus eine Rolle spielen, denn Steuererhöhungen sind bekanntermaßen meist schwer zu vermitteln. Letztlich geht es hier um die Belastung der Steuerzahler.

### **3.4.3 Methodik zur Bestimmung unverhältnismäßig hoher Kosten**

#### **3.4.3.1 Entscheidungskriterien und Entscheidungsregeln<sup>130</sup>**

Die **Entscheidungskriterien bzw. Entscheidungsregeln** zur Begründung von Unverhältnismäßigkeit können zum einen auf einen Vergleich von Kosten und Nutzen

---

<sup>129</sup> Oft auch als Benchmarking bezeichnet. Da ein vollständiges Benchmarking aber auch die Ableitung von Verbesserungsmaßnahmen beinhalten sollte, wird hier von Gebührenvergleich gesprochen.

<sup>130</sup> Vgl. hierzu und zu Folgendem auch Risk & Policy Analysts Ltd. (Hrsg.) 2004, S. 13-20.

basieren. Zum anderen kann auf die Zumutbarkeit bzw. Tragfähigkeit der Kosten durch verschiedene Anspruchsgruppen abgestellt werden. Folgende Entscheidungsregeln bzw. Entscheidungskriterien kommen grundsätzlich in Betracht:

- **Vergleich von gesellschaftlichen Kosten und Nutzen des Maßnahmenprogramms**

Der Vergleich von gesellschaftlichen Kosten und Nutzen eines Maßnahmenprogramms entspricht am stärksten der wirtschaftswissenschaftlichen Denkweise, da hierbei das Wohlfahrtsniveau in einer Gesellschaft vollständig bestimmt wird. Idealerweise werden die Kosten und Nutzen in einer Dimension – etwa monetär – gemessen. Die Kennzahl

$$R = \frac{\text{Gesellschaftlicher Nutzen}}{\text{Gesellschaftliche Kosten}}$$

gibt dann das Verhältnis (Ratio) von Nutzen und Kosten an. Wohlfahrtstheoretisch würden Maßnahmen nicht durchgeführt, wenn die Kosten den Nutzen übersteigen; also bei einem Ratio von  $R < 1$ . Gemäß WATECO soll allerdings ein kleineres Ratio akzeptiert werden. D. h. Unverhältnismäßigkeit in der Interpretation der WATECO liegt erst dann vor, wenn die Kosten den Nutzen *erheblich* überschreiten. **Grenzwerte** – etwa ein Wert von  $R=0,5$ , also doppelte Kosten im Vergleich zum Nutzen – werden von der WATECO aber nicht genannt.

- **Vergleich Nutzen-Kosten-Verhältnis einzelner Maßnahmen (-kombinationen)**

Nutzen-Kosten-Verhältnisse stellen wiederum auf Kosten und Nutzen ab und erfüllen somit die entsprechende Voraussetzung der Einbeziehung der Nutzenseite methodisch. Der Unterschied zum zuvor beschriebenen Vergleich von Kosten und Nutzen ist, dass kein vollständiges Maßnahmenprogramm betrachtet wird, sondern einzelne Maßnahmen oder Maßnahmekombinationen identifiziert und – beginnend mit dem besten Nutzen-Kosten-Verhältnis – absteigend sortiert werden. Einzelne Maßnahme (-kombinationen), bei denen die Kosten die Nutzen übersteigen, werden entsprechend nicht mehr betrachtet.

Dieses Vorgehen erfüllt allerdings nicht die Anforderungen der WRRL. Die Umweltziele der WRRL sind durch ein vollständiges Maßnahmenprogramm zu erfüllen, wenn das Maßnahmenprogramm **insgesamt** nicht unverhältnismäßig teuer ist. In diesem Fall würden *Nutzenüberschüsse* aus Maßnahmen mit sehr guten Nutzen-Kosten-Verhältnissen *Kostenüberschüsse* – aus Maßnahmen, die aufgrund ihres spezifischen Nutzen-Kosten-Verhältnisses nicht weiter betrachtet würden – aufwiegen und das Paket des zielführenden Maßnahmenprogramms eben nicht als insgesamt unverhältnismäßig qualifizieren.

- **Vergleich der Kosteneffizienz**

Bei Maßnahmen mit ähnlichen Zielerreichungsgraden lassen sich Überlegungen zu einer (relativen) Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmen anhand ihrer Kosteneffizienz anstellen, indem beispielsweise die Kosteneffizienzen von verschiedenen Maßnahmen untereinander verglichen und in eine Rangfolge gebracht werden.

Im Hinblick auf die Ausnahmetatbestände der WRRL ist solch ein Vergleich der Kosteneffizienz jedoch nicht zweckmäßig, da hierbei nicht die relative, sondern die absolute Unverhältnismäßigkeit ausschlaggebend ist.

- **Beurteilung der Kostentragfähigkeit anhand von Grenzwerten für sozioökonomische Indikatoren**

Politische Aussagen, bis zu welcher Höhe Ausgaben für Wasserdienstleistungen in Relation zu ihrem verfügbaren Einkommen von den privaten Haushalten getragen werden können, wurden von der OECD getätigt.<sup>131</sup> Die Festlegung eines solchen Grenzwertes durch einen politischen Entscheidungsträger ist normativ und sollte möglichst unter Berücksichtigung anderer sozioökonomischer Indikatoren interpretiert werden. Bspw. sollte bei der Verwendung von Durchschnittsgrößen für das verfügbare Einkommen auch die Einkommensverteilung untersucht werden.

- **Analyse der Wettbewerbsfähigkeit**

---

<sup>131</sup> Vgl. OECDa 2003.

Die Gewährleistung der Wettbewerbsfähigkeit von gewerblichen Kunden der Wasserdienstleistungen bzw. von Wassernutzungen ist ebenfalls eine Ausprägung der Kostentragfähigkeit. Die finanziellen Auswirkungen einer Internalisierung von URK könnten für Branchen oder einzelne Unternehmen möglicherweise erheblich sein. Die Wettbewerbsfähigkeit von Branchen oder Unternehmen stellt kein direktes gesellschaftliches Wohlfahrtskriterium dar. Es bestehen jedoch indirekte Zusammenhänge insofern, als dass die Preise von Produktionsfaktoren sich auf die Fähigkeit von Unternehmen auswirken, Gewinne zu erwirtschaften und notwendige Investitionen zu tätigen. Nur so können sie im Wettbewerb weiterhin Güter und Dienstleistungen erstellen sowie abzusetzen und damit Arbeitsplätze erhalten bzw. schaffen. Zur Analyse der Wettbewerbsfähigkeit könnten auf Unternehmensebene die Relevanz des Produktionsfaktors Wasser in der Kostenstruktur sowie Kennzahlen zu Auswirkungen von Faktorpreiserhöhungen in Erlöskalkulationen betrachtet werden. Werden Preiserhöhungen an die Kunden weitergegeben, hat das Auswirkungen auf die Wohlfahrt im gesamtgesellschaftlichen Sinn, weil sich die Wohlfahrt derjenigen ändert, welche diese Preise zahlen müssen. Die Rückwirkungen auf Unternehmensebene wiederum könnten mittels Nachfrageelastizitäten prognostiziert werden. Die Analyse der Wettbewerbsfähigkeit kann also vielfältige Aufschlüsse über mögliche Wohlfahrtsveränderungen und damit Informationen für Kosten-Nutzen-Abwägungen liefern. Allerdings sind entsprechende Untersuchungen ggf. sehr kostenintensiv und nur unter Verwendung restriktiver Annahmen durchzuführen.

- **Ausrichtung am Verursacherprinzip**

Kosten sollten möglichst vollständig den jeweiligen Verursachern unter allen Wassernutzern angelastet werden. Eine grobe Missachtung des Verursacherprinzips i. S. e. **fehlerhaften Anlastung** signifikanter Kosten führt u. E. bei der fehlerhaft belasteten Anspruchsgruppe zu unverhältnismäßig hohen Kosten. Hierdurch entstehen Konfliktpotenziale, die die Akzeptanz des Maßnahmenprogramms einschränken.

- **Berücksichtigung bereits getätigter Investitionen**

Bei bereits getätigten, umfangreichen Investitionen in den Gewässerschutz könnte argumentiert werden, dass diese Investitionen zur Begründung von Unverhältnismä-

ßigkeit herangezogen werden sollten. Die Berücksichtigung bereits internalisierter URK ist u. E. allerdings aus mehreren Gründen *für sich* kein geeignetes Kriterium zur Begründung von Unverhältnismäßigkeit. Hohe Investitionssummen eines Sektors – etwa der Abwasserbehandlung – begründen unmittelbar noch keine Handlungsaufforderung für andere Sektoren – etwa der Industrie. Ob bereits URK in großem Umfang internalisiert wurden, lässt keine Schlussfolgerungen zu, ob weitere Maßnahmen im entsprechenden Sektor dennoch volkswirtschaftlich kosteneffizient und verhältnismäßig sind. Möglicherweise ist es allerdings vorteilhaft, bereits getätigte Investitionen zu analysieren, um Erkenntnisse über die verursachungsgerechte Kostenträgerschaft sowie über die Tragfähigkeit der Betroffenen zu erhalten.

### **3.4.3.2 Methoden zur Beurteilung von Unverhältnismäßigkeit**

Um mit den Entscheidungsregeln arbeiten zu können und die Entscheidungskriterien materiell zu füllen, können bspw. folgende Methoden verwendet werden:

#### **(1) Plausibilitätsüberlegungen**

Plausibilitätsüberlegungen können ein einfacher und praktikabler Weg sein, um eine Unverhältnismäßigkeit festzustellen. Sie sollten daher stets zuerst eingesetzt werden, da sie selbst auch kostengünstig sind. Manchmal ist eine Unverhältnismäßigkeit für alle Experten oder Betroffenen unmittelbar einsichtig. Auch wenn es keinen vollständigen Konsens gibt, kann jedoch eine Plausibilitätsüberlegung i. S. e. *herrschenden Meinung* erfolgen. Zur intersubjektiven Überprüfbarkeit ist eine nachvollziehbare Dokumentation der Überlegungen aber stets erforderlich. Plausibilitätsüberlegungen münden meist in verbal-argumentative Kommentierungen.

#### **(2) Einbeziehung von Anspruchsgruppen (Stakeholder)**

Die Akzeptanz von Anspruchsgruppen wird ökonomisch dahingehend verstanden, dass Anspruchsgruppen die Kosten, welche sie zu tragen haben, stets dann akzeptieren, wenn der Nutzen, den sie aus einer Maßnahme ziehen größer ist als die Kosten.

Darüber hinaus können mit der Befragung von Anspruchsgruppen **Gerechtigkeitsaspekte** überprüft werden. Damit wird nicht nur auf die Frage abgestellt, in welcher Höhe, sondern auch von wem die Kosten getragen werden.

Die Diskussion mit Anspruchsgruppen kann Aufschluss darüber geben, in Bezug auf welche Maßnahmen detailliertere Kosten-Nutzen-Abwägungen bis hin zu vollständigen Kosten-Nutzen-Analysen durchgeführt werden sollten.

Die Einbeziehung der Anspruchsgruppen folgt somit auch der Forderung der WRRL zur Einbeziehung der Öffentlichkeit gemäß Art. 14 WRRL.

### **(3) Kosten-Nutzen-Analysen und Kosten-Nutzen Abwägungen**

Eine vollständige **Kosten-Nutzen-Analyse** unter Einbeziehung möglichst aller relevanten sozio-ökonomischen Variablen bewertet alle gesellschaftliche Kosten und Nutzen.<sup>132</sup>

Eine überwiegend monetär bewertende und vollständige Kosten-Nutzen-Analyse ist allerdings aufgrund von Operationalisierungs- und Quantifizierungsproblemen in der Praxis meist nicht durchführbar. Zur Abschätzung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses können dann etwa folgende Nutzenkomponenten separat bewertet werden und in **Kosten-Nutzen-Abwägungen** einfließen:

- Direkte, indirekte und sonstige induzierte **Produktionseffekte**

Unter Produktionseffekten versteht man erstellte, monetär bewertete Güter und Dienstleistungen. Produktionseffekte stellen einen Nutzen für Volkswirtschaften dar, da sie per se konsumiert werden, aber von ihnen auch Beschäftigung und Einkommenserzielung ausgehen.

Bauausgaben und laufende Aufwendungen für den Unterhalt von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen stellen direkte Produktionseffekte dar. Indirekte Produktionseffekte entstehen bei zuliefernden Produktions- und Dienstleistungsunternehmen, welche die Vorleistungen erbringen. Unter induzierten Produktionseffekten werden diejeni-

---

<sup>132</sup> Vgl. grundlegend Mishan 1988, Boardman et al. 2006 sowie Levin/McEwan 2001, S. 155-188; im Kontext der Wasserwirtschaft vgl. LAWA 1979; LAWA 1981. Vgl. zu aktuellen Entwicklungen OECDb 2006.

gen Produktionseffekte verstanden, die durch der Anteil der Löhne und Gehälter der Arbeitnehmer sowie der Gewinne der Unternehmer, der Konsumzwecken zufließt, entstehen.

- **Beschäftigungseffekte**

Aus der Produktion entsteht Beschäftigung. Beschäftigung generiert verschiedene Nutzenkomponenten. Zum einen stellt Beschäftigung in einer Gesellschaft per se einen Nutzen dar, weil die meisten Wirtschaftssubjekte einen Nutzen daraus ziehen, beschäftigt zu sein und zur Produktion in einer Gesellschaft beizutragen. Dieser Nutzen ist allerdings schwer zu quantifizieren. Beschäftigung fungiert darüber hinaus v. a. aber auch als Vorstufe für andere Nutzenkomponenten wie Steuereinnahmen und vermiedene Sozialausgaben auf staatlicher Seite.

Berechnete Produktionseffekte lassen keine unmittelbaren Rückschlüsse auf die Beschäftigung zu, da die Beschäftigungseffekte sektoral sehr unterschiedlich ausgeprägt sind. Daher wird mit unterschiedlichen Arbeitskoeffizienten gerechnet, die das Verhältnis von Beschäftigung und Produktion abbilden.

- **Einkommenseffekte**

Auf Basis der Produktions- und Beschäftigungseffekte lassen sich Einkommenseffekte berechnen. Berücksichtigt werden hierbei auf Basis der Produktionseffekte die unternehmerischen Gewinne und auf Basis der Beschäftigungseffekte Einkommen aus selbständiger Tätigkeit sowie Arbeitnehmereinkommen.

- **Steuereffekte** und sonstige fiskalische Wirkungen

Auf Basis der Produktions-, Beschäftigungs- und Einkommenseffekte können Steuereffekte und sonstige fiskalische Wirkungen berechnet werden. Dies umfasst Gewinnsteuern (Körperschaftsteuer, Gewerbeertragssteuer), Umsatzsteuer, Einkommenssteuer und Verbrauchssteuern. Im Zusammenhang mit neu geschaffenen oder erhaltenen Arbeitsplätzen stehen vom Fiskus eingesparte Transferzahlungen.

Grundsätzlich sind die Berechnungen zu Produktions-, Einkommens- und Steuereffekten sehr aufwendig. Für überschlägige Berechnungen bezüglich von ausgewählten Maßnahmekombinationen kann aber auf eine Studie der Universität Duisburg-Essen zurückgegriffen werden.<sup>133</sup> Dabei ist allerdings zu prüfen, ob im Falle zusätzlicher Annahmen die Validität der Ergebnisse weiterhin gewährleistet ist.

- **Kostentragfähigkeit privater Haushalte**

Die Beurteilung der Ausgaben für Wasserdienstleistungen im Vergleich zum verfügbaren Einkommen (unter Berücksichtigung sozialer Aspekte) kann im Vergleich zu Durchschnittswerten bzw. Referenzregionen stattfinden. Urteile bezüglich einer maximalen Kostentragfähigkeit sind letztlich politisch und unter Einbeziehung möglichst aller Anspruchsgruppen vorzunehmen. Ggf. können Befragungen der Bevölkerung zur Kostentragfähigkeit und damit der Akzeptanz eingesetzt werden.<sup>134</sup>

- **Wettbewerbsverzerrung durch hohe Wasserpreise**

Das Ausmaß einer möglichen Wettbewerbsverzerrung ist zum einen von der Bedeutung des Produktionsfaktors Wasser und zum anderen von der jeweiligen Wettbewerbsintensität abhängig. In manchen Branchen – etwa in der Nahrungsmittel-, Chemie- und Textilbranche – kann der Produktionsfaktor Frisch-/Brauchwasser bzw. die Entsorgung belasteter Abwässer einen erheblichen Kostenfaktor darstellen. Zu prüfen ist hier, wie sich die Preise für Wasserdienstleistungen auf die Wettbewerbsposition der betroffenen Unternehmen auswirken. Ausgangspunkt für die Analysen können z. B. Umwelterklärungen nach der EMAS-VO sein, in denen entsprechende Analysen zum Wasserverbrauch und der Entsorgung von belasteten Abwässern enthalten sind. Im Anschluss der Prüfung, ob der Produktionsfaktor Wasser in einzelnen Unternehmen oder Branchen Kostenrelevanz besitzt, können bspw. regionale oder länderübergreifende Kostenvergleiche durchgeführt werden.

- **Kosten Gesundheitswesen**

---

<sup>133</sup> Vgl. Lange/Pianowski/Hellinger 2006.

<sup>134</sup> Vgl. hierzu ausführlich Kap. 4.4.2.

Wird etwa die Verringerung der Konzentration oder der absoluten Fracht von für den Menschen giftigen oder gesundheitsschädigenden Stoffen bewertet, könnten die durch die Reduktion der Gewässerbelastung eingesparten Kosten des Gesundheitssystems für eine Bewertung herangezogen werden. Hierfür müssen allerdings zunächst Primärstudien vorliegen, welche den Zusammenhang zwischen der Existenz der entsprechenden Stoffe und Erkrankungen abbilden. In einem zweiten Schritt sind dann die eingesparten Kosten zu berechnen.

- **Ökologische Wirkungen**

Negative ökologische Wirkungen können erhebliche gesellschaftliche Kosten verursachen. Wirtschaftssubjekte ziehen selbst dann einen Nutzen aus dem Schutz der Umwelt, wenn sie diese nicht unmittelbar nutzen. Daher generiert Umweltschutz im Sinne verminderter Umweltwirkungen Nutzen in Form von Use-Value und Passive-Use-Value.

Bei der Bewertung von ökologischen Wirkungen im Rahmen der Beurteilung von Unverhältnismäßigkeit muss neben der Bewertung der Wirkungen auf die nicht-wasserbezogenen Umweltmedien auch eine Bewertung des Nutzens der Verbesserung der aquatischen Umwelt erfolgen, auch wenn die Kriterien durch die WRRL vorgegeben sind. Nur so lassen sich Kosten-Nutzen-Analysen bzw. Kosten-Nutzen-Abwägungen vollständig durchführen. Man könnte auch sagen, dass die extern vorgegebenen WRRL-Kriterien einer präferenzbasierten Überprüfung durch die Betroffenen unterzogen werden.

- **Intangible Wirkungen**

Intangible Wirkungen, wie etwa ein Zuwachs an technischem Wissen und ein Imagegewinn für die Region, lassen sich schwer quantifizieren. Gleichwohl kann vermutet werden, dass der Nutzen hieraus sehr hoch sein kann. Know-How, etwa im Kanalbaubau, lässt sich in andere Regionen und Länder transferieren.

- **Sonstige Wohlfahrtsveränderungen**

Die attraktive Umgestaltung der Flusslandschaft kann gerade in der Emscher-Region ein wichtiger Faktor für das Arbeiten und Leben am Wasser sowie für den Tourismus und damit für die Entwicklung der gesamten Region sein. Insofern können hieraus erhebliche Wohlfahrtsveränderungen resultieren.<sup>135</sup>

Die **Zusammenführung zu einem eindimensionalen Entscheidungswert** ist in der Praxis meist **nicht möglich**. Die Gewichtung und die endgültige Entscheidung basieren auf Erfahrung und Intuition der Entscheidungsträger. Um die Entscheidung auch für Dritte (Stakeholder) intersubjektiv nachvollziehbar zu machen, ist die Transparenz der Entscheidung durch Dokumentation zu gewährleisten.

#### **3.4.4 Angemessener Beitrag der Wassernutzungen**

Die Frage der Unverhältnismäßigkeit der Kosten von Maßnahmen ist aus Sicht der Wasserdienstleistungen eng verbunden mit der Frage des angemessenen Beitrags der Wassernutzungen, da dieser sich mindernd auf die Nettobelastung der Wasserdienstleistungen auswirkt.

Daher muss die im Rahmen der Kostendeckung der Wasserdienstleistungen gemäß Art. 9 WRRL noch unbestimmte Forderung nach einem **angemessenen Beitrag der Wassernutzungen** zur Deckung der ermittelten Kosten der Wasserdienstleistungen inkl. URK begrifflich und methodisch konkretisiert werden. Hierfür fordert die WRRL explizit die Zugrundelegung des Verursacherprinzips.<sup>136</sup>

#### **Das Verursacherprinzip als Grundlage des angemessenen Beitrags der Wassernutzungen**

Entscheidendes Kriterium für den angemessenen Beitrag ist eine konkrete Zuordenbarkeit entsprechender Kosten zu Wassernutzungen gemäß dem Verursacherprinzip. In der Bundesrepublik Deutschland gilt das Verursacherprinzip seit den 1970er

---

<sup>135</sup> Vgl. Patt/Schrenk 2004.

<sup>136</sup> Vgl. Art. 9 WRRL.

Jahren als ein zentrales Prinzip der Umweltpolitik.<sup>137</sup> Demnach sollen „die Kosten zur Vermeidung, zur Beseitigung oder zum Ausgleich von Umweltbelastungen dem Verursacher“ angelastet werden.<sup>138</sup> Aufgabe einer umweltpolitischen Maßnahme ist es somit, die Umweltschäden als externe Kosten bzw. soziale Zusatzkosten möglichst weitgehend in das Kosten-Nutzen-Kalkül der die Umwelt beeinträchtigenden Wirtschaftssubjekte zu internalisieren.<sup>139</sup> Auf diese Weise soll jeder Träger einer Handlung die von seiner Handlung verursachten volkswirtschaftlichen Kosten tragen. Aus ökonomischer Sicht ist das umweltpolitische Verursacherprinzip sinnvoll, wenn dadurch die volkswirtschaftliche Effizienz gesteigert wird. Im Idealfall werden dann umweltverbessernde Maßnahmen genau soweit durchgeführt, bis sich die volkswirtschaftlichen Kosten und der volkswirtschaftliche Nutzen einer Umweltverbesserung entsprechen.<sup>140</sup> Dies wird streng genommen allerdings nur erreicht, wenn auch ein ggf. vorhandener externer Nutzen einer umweltrelevanten Aktivität verursachergerecht dem Träger der Handlung zugerechnet und entsprechend vergütet würde.

Gemäß der Forderung nach Kostendeckung der Wasserdienstleistungen in Art. 9 WRRL sollen die Wasserpreise in Zukunft alle Kosten der Inanspruchnahme einer Wasserdienstleistung reflektieren.<sup>141</sup> Dazu müssen die Kosten, die einem Wasserdienstleister entstehen, dem jeweiligen Verursacher angelastet werden, wobei im Kontext der Richtlinie mindestens die drei Hauptnutzergruppen Industrie, Landwirtschaft und Haushalte unterschieden werden müssen (sektorale Verursachergerechtigkeit).<sup>142</sup> Die verursachergerechte Anlastung der Kosten über die Wasserdienstleistungen hinaus bei den jeweiligen Wassernutzern ist v. a. deshalb von Bedeutung, damit es bei den in Kapitel 3.3.4 diskutierten ökonomischen Funktionen nicht zu Verzerrungen kommt. Insb. sollen ggf. bestehende Fehlinternalisierungen von Kosten (erhöhte Kosten der Wasserdienstleister aufgrund von Aktivitäten anderer Wassernutzungen) aufgehoben, v. a. aber künftige Fehlinternalisierungen im Rahmen der Berücksichtigung von URK vermieden werden. Ein Verstoß gegen das Verursacherprinzip hat also zwei mögliche Ausprägungen: Kosten werden einer Wassernutzung

---

<sup>137</sup> Vgl. Wicke 1993, S. 150.

<sup>138</sup> Bundesministerium des Inneren 1973, S. 2.

<sup>139</sup> Bundesministerium des Inneren 1973, S. 5ff.

<sup>140</sup> Vgl. Wicke 1993, S. 152.

<sup>141</sup> Vgl. Keitz/Schmalholz 2002, S. 22.

<sup>142</sup> Vgl. Art. 9 Abs. 1 WRRL.

fälschlicherweise zugeordnet und Kosten werden einer Wassernutzung fälschlicherweise nicht zugeordnet.

Eine wichtige Bedingung für eine verursachungsgerechte Zuordnung ist, dass der Verursacher eindeutig identifizierbar ist.<sup>143</sup> Des Weiteren ist zu prüfen, ob die ermittelten Gesamtkosten auf verursachungsgerechte Teilbeträge aufgeteilt werden können. Im Hinblick auf URK kann es sich oft schwierig gestalten, aus dem Gesamtbetrag den jeweiligen Beitrag zu bestimmen, die der einzelne Verursacher an der Schädigung hat, insb. wenn es sich um diffuse Belastungen handelt. Wenn eine individuelle Kostenanlastung ausgeschlossen ist, wird daher eine pauschale Zurechnung der Anteile auf den jeweiligen Verursacher, wie sie in der Praxis häufig praktiziert wird, in vielen Fällen ausreichen müssen.<sup>144</sup>

Neben dieser rein technischen Beurteilung der Möglichkeit einer verursachergerechten Zuordnung muss auch die Wirtschaftlichkeit einer solchen Zuordnung berücksichtigt werden. So kann der konkrete, rechtlich haltbare Nachweis der Verursachung sehr kostenintensiv sein, z. B. durch ein entsprechend aufwändigeres Monitoring. Es ist also zu prüfen, ob sich bei Anwendung des angemessenen Beitrags letztendlich die von der WRRL intendierte angemessene Kostenentlastung bei den Wasserdienstleistungen ergibt. Entscheidend hierbei ist auch die Frage, wer den Nachweis zu führen bzw. die Kosten dafür zu tragen hat.

### **Das Zweistufige Subtraktionsmodell**

Im Folgenden soll mit dem Zweistufigen Subtraktionsmodell eine Methodik zu einer möglichst verursachergerechten Ermittlung eines angemessenen Beitrags von Wassernutzungen vorgestellt werden. Eine schematische Übersicht dieser Methodik ist in Abbildung 12 dargestellt.

---

<sup>143</sup> Vgl. Hansjürgens/Messner 2006, S. 414 - 416, für eine ausführliche Darstellung der Probleme bei der praktischen Umsetzung des Verursacherprinzips vgl. beispielsweise Wicke 1993, S. 153ff.

<sup>144</sup> Vgl. Hansjürgens/Messner 2002, S. 419f.

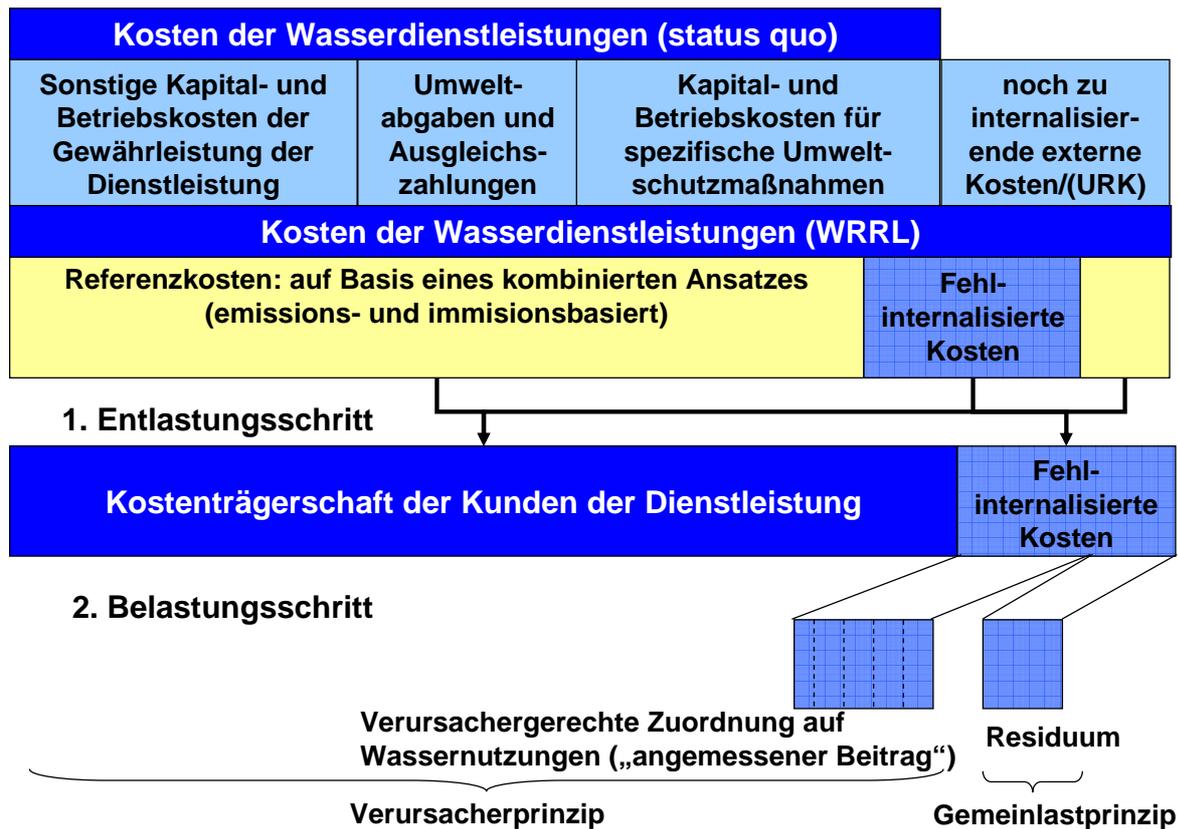


Abbildung 12: Das Zweistufige Subtraktionsmodell

Im Status quo setzen sich die Kosten des Wasserdienstleisters aus den abzuführenden Umweltabgaben und Ausgleichszahlungen sowie den Kapital- und Betriebskosten des Wasserdienstleisters zusammen. Letztere können sowohl für spezifische Umweltschutzmaßnahmen als auch für sonstige Zwecke der Gewährleistung der Wasserdienstleistung anfallen. Eine sachliche und zeitliche Abgrenzung umweltschutzinduzierter Kosten von den sonstigen Kosten ist jedoch oft schwierig.<sup>145</sup> Zusammen bilden die drei genannten Kostenblöcke die internalisierten Kosten des Wasserdienstleiters, die im Rechnungswesen des Dienstleisters abgebildet sind. Darüber hinaus verursacht Wasserdienstleistungen externe Kosten, beispielsweise Umweltschadenskosten durch nach der Klärung im Wasser verbleibende Schadstoffe.<sup>146</sup> Diese Kosten sollen im Rahmen der WRRL als URK internalisiert werden, so

<sup>145</sup> Schreiner 1992, Auswirkungen einer umweltorientierten Unternehmensführung auf die Kosten- und Leistungsrechnung, S. 941ff.

<sup>146</sup> Hierbei ist zu beachten, dass diese Umweltschäden durch die verbleibenden Schadstoffe schon teilweise über die Umweltabgaben (Abwasserabgabe) internalisiert wurden. Der Grad der Internalisierung hängt von der umweltökonomischen Treffsicherheit der Abwasserabgabe ab. Nimmt man an, dass diese zu niedrig bemessen ist, verbleiben externe Umweltkosten.

dass sich nach Umsetzung der WRRL die Gesamtkosten der Wasserdienstleister um die ermittelten URK erhöhen. Bei Anwendung eines kostenorientierten Ansatzes (vgl. Kap. 3.3.5) ergeben sich die URK aus den durchzuführenden Maßnahmen zur Erreichung des Zielzustandes. Werden durch die von einem Wasserdienstleister durchzuführenden Maßnahmen auch Schäden beseitigt, die nicht nur auf die Wasserdienstleistung selbst, sondern auf eine andere Wassernutzung zurückzuführen sind, findet eine Fehlinternalisierung von URK statt. Auf diesen Anteil der URK sowie auf die ggf. bereits fehlinternalisierten Kosten zielt das Konzept des angemessenen Beitrags der Wassernutzungen ab. Um diesen zu ermitteln, sieht das Zweistufige Subtraktionsmodell zwei Schritte vor. Ziel des ersten Schrittes ist eine Entlastung der Wasserdienstleister von Kosten, deren Zuordnung beim Wasserdienstleister nicht dem Verursacherprinzip entsprechen würde. Hierzu muss eine Referenzszenario erstellt werden, welches die hypothetischen Kosten der Wasserdienstleistung in Abwesenheit anderer Wassernutzungen simuliert (Referenzkosten). Das Referenzszenario kann beispielsweise auf Basis von Emissions- oder Immissionskriterien bzw. eines kombinierten Ansatzes für die Wasserdienstleistung ermittelt werden. Die Gesamtkosten nach Umsetzung der WRRL abzüglich dieser Referenzkosten stellen die insgesamt fehlinternalisierten Kosten dar. Als notwendige Bedingung sowohl zur Herstellung von Verursachergerechtigkeit als auch zur Erfüllung der ökonomischen Funktionen der Kostendeckung, ist die Wasserdienstleistung um diesen Betrag zu entlasten, während die Kostenträgerschaft in Höhe der Referenzkosten bei den Wasserdienstleistungen bzw. deren Kunden verbleibt.

Der Nachweis einer Fehlinternalisierung durch Fremdbelastungen im Rahmen des Entlastungsschrittes sollte durch die betroffenen Wasserdienstleister erfolgen. Sie verfügen vor Ort über die besten Nachweismöglichkeiten und können in einem Kosten-Nutzen-Kalkül abwägen, ob eine Fremdbelastung so bedeutend ist, dass der Aufwand einer Feststellung dieser Fremdbelastung durch den Nutzen der Entlastung durch einen angemessenen Beitrag gedeckt wird. Ist eine Fremdbelastung intersubjektiv nachvollziehbar festgestellt, greift die Entlastung und die fehlinternalisierten Kosten gehen in die Verantwortung der zuständigen staatlichen Bewirtschaftungsinstanz bzw. des entsprechenden Bundeslandes als Vertreter der Allgemeinheit über.

Die staatliche Bewirtschaftungsinstanz hat in einem zweiten Schritt die Aufgabe, die konkreten Verursacher der fehlinternalisierten Kosten weitestgehend zu ermitteln und den Verursachern entsprechende Kosten zu belasten. Wie zuvor erläutert sind die

konkrete und justitiable Identifizierung eines Verursachers und eine entsprechende Belastung mit Kosten oft problematisch und kostenintensiv bzw. teilweise gar nicht möglich. Eine sektorale Zurechenbarkeit (z. B. Landwirtschaft) ist dabei in der Regel einfacher als eine individuelle (z. B. auf einen einzelnen Landwirt). Der Staat muss im Rahmen dieses Belastungsschrittes also abwägen, ob es für die von ihm repräsentierte Allgemeinheit eine weitere justitiable Ermittlung von Verursachern oder das Tragen der fehlinternalisierten Kosten als Gemeinlast günstiger ist. Das Gemeinlastprinzip ist als Ausnahme bzw. als Ergänzung des Verursacherprinzips für den residualen Teil der Kosten sinnvoll, für den sich das Verursacherprinzip technisch oder wirtschaftlich nicht durchsetzen lässt.<sup>147</sup> Dies kann v. a. für den Bereich der Altlasten und andere diffuse Schädigungen gelten.

Durch die Zweistufigkeit des Verfahrens kann u. E. eine größtmögliche Verursachergerechtigkeit gewährleistet werden. Insb. wird sichergestellt, dass das Risiko einer (teilweisen) Nichtdurchsetzbarkeit des Verursacherprinzips in Bezug auf die Wassernutzungen nicht bei den Kunden der Wasserdienstleistung, sondern bei der Allgemeinheit liegt. Durch die differenzierte Nachweispflicht bei Entlastungs- und Belastungsschritt kann die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens gewährleistet werden.

Bezüglich der residualen Kosten bieten sich dem Staat zwei Möglichkeiten: Je nachdem, welche Möglichkeit günstiger ist, beteiligt er sich in Höhe der residualen Kosten an den Kosten der Wasserdienstleistung<sup>148</sup> oder er führt selbst Gewässerschutzmaßnahmen durch, die die Fehlinternalisierung von Kosten bei den Wasserdienstleistern mindern (etwa durch die Sanierung von Altlasten).

Im letzteren Fall kann im Rahmen des Angemessenen Beitrags ein weiteres Prinzip der Umweltpolitik relevant sein: das **Nutznieserprinzip**.<sup>149</sup> Hierbei zahlt nicht der Verursacher, sondern der Nutznießer einer umweltverbessernden Maßnahme bzw. der Geschädigte der Umweltbelastung. Als Alternative zum Verursacherprinzip ist das Nutznießerprinzip kritisch zu sehen<sup>150</sup>, allerdings kann dieses Prinzip im Rahmen der Durchführung von Maßnahmen zur Minderung der fehlinternalisierten Kos-

---

<sup>147</sup> Vgl. Wicke 1993, S. 156f.

<sup>148</sup> Dies kann gemäß dem Verursacherprinzip als Angemessener Beitrag der Allgemeinheit und insofern u. E. als „gerechtfertigte“ Subventionierung der Wasserdienstleistung betrachtet werden.

<sup>149</sup> Vgl. Wicke 1993, S. 159.

<sup>150</sup> Vgl. Wicke 1993, S. 160f.

ten dann eine sinnvolle Ergänzung zum Verursacherprinzip darstellen, wenn dieses nicht vollständig durchsetzbar ist.

Das Nutznießerprinzip kann in diesem Fall die Akzeptanz des Gemeinlastprinzips für die durchzuführenden Gewässerschutzmaßnahmen unterstützen. Es kann argumentiert werden, dass der Staat bzw. die Allgemeinheit selbst auch Nutznießer dieser Maßnahmen durch mögliche Beschäftigungs- und Steuereffekte sind, die (relativ zu einem Referenzszenario ohne Durchführung der Maßnahme) zu geringeren öffentlichen Ausgaben bzw. erhöhten öffentlichen Einnahmen führen. Zudem werden öffentliche Güter wie die Verbesserung der *allgemeinen Lebensqualität* bzw. der Attraktivität der Region zur Verfügung gestellt. Wird die Allgemeinheit lokal, regional und überregional differenziert betrachtet, kann das Nutznießerprinzip auch Hinweise zur Verteilung der Gemeinlast zwischen Kommunen, Ländern und Bund liefern.

Entstehen durch die Gewässerschutzmaßnahme auch Nutzen, die den Charakter privater Güter aufweisen, könnte der Staat zur teilweisen Deckung der residualen Kosten auf ein freiwilliges Nutznießerprinzip zurückgreifen, um die Gemeinlast zu verringern. Entstände durch die Sanierung von Altlasten beispielsweise ein potenzielles Naherholungsgebiet, könnten bspw. über Lizenzen für Aktivitäten im Erholungsbereich potenzielle Nutznießer zu einer freiwilligen Beteiligung an den Kosten bewegt werden. Ein potenzieller Nutznießer wird dabei bereit sein, sich in einem Maße an den Kosten der Sanierung zu beteiligen, wie ihm selbst ein gewünschter Restnutzen verbleibt. Zur richtigen Preisfindung bei der Vergabe der Lizenzen bietet sich beispielsweise ein Auktionsmechanismus an.

Gemeinlastprinzip und Nutznießerprinzip können also im Rahmen des Angemessenen Beitrags sinnvolle Ergänzungen darstellen. Nicht zuletzt im Hinblick auf eine Konformität mit den Vorgaben der WRRL ist es jedoch wichtig, dass der Vorrang des Verursacherprinzips erhalten bleibt.

Des Weiteren kann festgestellt werden, dass nicht nur aus Sicht der Wasserdienstleistungen, sondern auch aus Sicht der Wassernutzungen die Frage des angemessenen Beitrags eng mit der Frage der Unverhältnismäßigkeit der Kosten verbunden ist, da sich Ihre Belastung aus den Kosten von selbst durchzuführenden Maßnahmen und dem angemessenen Beitrag zu den Kosten der Wasserdienstleistungen zusammensetzt.

Die Angemessenheit des Beitrages muss daher auch Kostentragfähigkeitsaspekte einbeziehen. Diese sind bei gewerblichen Wassernutzungen und bei der Landwirtschaft u. a. von der Intensität des außereuropäischen bzw. bei unterschiedlicher Umsetzung der WRRL auch des innereuropäischen Wettbewerbs abhängig. Ist die Kostentragfähigkeit einer Wassernutzung gefährdet, ist zu prüfen ob im übergeordneten gesellschaftlichen Interesse die Wassernutzung trotz potenzieller Durchsetzbarkeit des Verursacherprinzips durch eine (anteilige) Gemeinlast bei der Leistung ihres angemessenen Beitrags zu den Kosten der Wasserdienstleistungen unterstützen sollte.

## **4 Handlungshilfe zur integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung**

### **4.1 Ziel und Vorgehensweise**

Bei der Analyse der relevanten Begriffe hat sich eine enge Verzahnung der Problem-bereiche Maßnahmenplanung, Begründung von Ausnahmetatbeständen und Ermittlung der Kostendeckung inkl. URK gezeigt. Um Widersprüche und Mehrarbeiten bei der Umsetzung der WRRL zu vermeiden, ist es erforderlich, einen konsistenten Gesamtansatz zu verfolgen. Ziel dieses Arbeitsabschnittes ist daher die Entwicklung einer Handlungshilfe zur integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung, der durch Integration der ökonomischen Aspekte der WRRL den jeweiligen Anforderungen und Interdependenzen Rechnung trägt. Das dargestellte Konzept soll insb. eine integrierte Betrachtung der technischen und ökonomischen Maßnahmenbewertung einerseits sowie der Kosteneffizienz (relative Vorteilhaftigkeit) und Verhältnismäßigkeit (absolute Vorteilhaftigkeit) von Maßnahmen andererseits ermöglichen. Hierdurch soll ein transparentes sowie im Hinblick auf den Planungsaufwand vorteilhaftes Ablaufschema entwickelt werden, welches zur Akzeptanz sowohl des Prozesses als auch des Ergebnisses der Maßnahmenplanung beiträgt. Für die einzelnen Analyse- und Bewertungsschritte sollen zweckmäßige, d. h. v. a. praktikable, Methoden vorgeschlagen werden. Der Leitfaden beschränkt sich dabei auf die konzeptionelle Maßnahmenplanung in einem Betrachtungsgebiet. Die Detailplanung von Maßnahmen (Umsetzungsplanung) wird dagegen nicht betrachtet.

Ausgangspunkt der Entwicklung des Leitfadens ist das Handbuch des Umweltbundesamtes „Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmen (-kombinationen) zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie“.<sup>151</sup> Die im Handbuch formulierten Arbeitsschritte bieten zwar eine allgemeine Orientierung für eine zielorientierte und aufwandsparende Vorgehensweise bei der Ableitung von Maßnahmen. Für die konkrete und praktische Umsetzung der WRRL ist das Handbuch allerdings nur bedingt geeignet. Das Umweltbundesamt selbst sieht weiteren Entwicklungsbedarf, u. a. im Hinblick auf eine stärkere Verknüpfung der Maßnahmenauswahl mit der Inanspruchnahme von Ausnah-

---

<sup>151</sup> Vgl. UBA 2004; Görlach/Kranz/Interwies 2005. Für weitere Ansätze zur Priorisierung von Maßnahmen im Gewässerschutz vgl. ATV-DVWK 2001 sowie Karl 2006.

metatbeständen, sobald die Anforderungen an die Inanspruchnahme der Ausnahmetatbestände konkretisiert sind.<sup>152</sup> Insb. erscheint die Einstufung der volkswirtschaftlichen Effekte der Maßnahmen zu intransparent. Im Folgenden soll daher auf Basis des in Kapitel 3.4 erarbeiteten Konkretisierungsvorschlages für die Unverhältnismäßigkeit von Kosten eine Möglichkeit zur Integration der Maßnahmenplanung und der Begründung von Ausnahmetatbeständen vorgestellt werden. Ziel ist es dabei, die **Effizienz, Praxisnähe, Transparenz bzw. intersubjektive Nachvollziehbarkeit** zu verbessern und somit letztlich eine größtmögliche **Akzeptanz** sowohl des Maßnahmenauswahlprozesses als auch des resultierenden Maßnahmenprogramms durch die betroffenen Anspruchsgruppen zu erreichen.

## **4.2 Grundlagen und Prämissen**

Die konzeptionelle Planung von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele in einem Betrachtungsgebiet kann als iteratives Optimierungsproblem betrachtet werden. Dieses soll im Folgenden kurz charakterisiert werden.

Die WRRL verlangt gemäß Art. 11 und Anhang III die Auswahl eines kosteneffizienten Maßnahmenprogramms zur Erreichung der Umweltziele bis 2015.

Entscheidungsrelevante Kriterien beim relativen Vergleich von alternativen Maßnahmen (-kombinationen) sind:

1. Wirksamkeit (Grad der Zielerreichung in Bezug auf die Bewirtschaftungsziele)
2. Zeitbezug der Wirksamkeit (Zeitpunkt der Erfüllung der Bewirtschaftungsziele)
3. Kosten (betriebswirtschaftliche und volkswirtschaftliche Kosten)

Eine Auswahl auf Basis mehrerer Kriterien erfordert grundsätzlich eine Gewichtung der Kriterien zur Berücksichtigung ihrer relativen Bedeutung bezüglich der Vorteilhaftigkeit der Maßnahmen. Eine solche Gewichtung ist aber in jedem Fall subjektiv. Nur bei einer klaren Festlegung der Gewichte durch die Planungsinstanz können intersubjektiv nachvollziehbare Entscheidungen getroffen werden, doch selbst deren Akzeptanz könnte gering sein, wenn die Einschätzungen bezüglich der Gewichtung bei den unterschiedlichen Stakeholdern zu stark divergieren. Dies ist v. a. in Bezug auf die Kriterien Wirksamkeit und Kosten wahrscheinlich. Die Problematik der subjektivi-

---

<sup>152</sup> Vgl. UBA 2004, S. 95.

ven Gewichtung wird dadurch potenziert, dass das Kriterium Wirksamkeit selbst in sich nicht homogen ist. Um eine aggregierte Wirksamkeit einer Maßnahme beurteilen zu können, müsste streng genommen die Wirksamkeit bezüglich jedes einzelnen Qualitätsparameters abgeschätzt und entsprechend der relativen Bedeutung des jeweiligen Parameters für die Gesamtwirksamkeit gewichtet werden, wobei zu beachten ist, dass einzelne Maßnahmen sich nur auf bestimmte Parameter auswirken. Um das Problem der subjektiven Abwägung von Wirksamkeit und Kosten im Rahmen der Maßnahmenplanung zu vermeiden, sollte also ein **Vergleich von Maßnahmenkombinationen mit gleicher Wirksamkeit auf Basis der Kosten** vorgenommen werden (Ansatz der fixen Effektivität). Im Rahmen der WRRL ist es also für die Integrierte Maßnahmenplanung nicht zweckmäßig, einzelne Maßnahmen im Hinblick auf einzelne Parameter der Umweltziele zu beurteilen, sondern Kombinationen von Maßnahmen im Hinblick auf die gemeinsame Erreichung des guten Zustandes.<sup>153</sup> Für die durchzuführende Optimierung des Maßnahmenprogramms bezüglich der Kosteneffizienz ist es methodisch notwendig, Alternativen mit gleicher Wirksamkeit und somit gleichem Nutzen zu vergleichen (vgl. Kapitel 3.3.1).

Deshalb wird als **Prämisse** zugrunde gelegt, dass trotz einer aus dem unvollkommenen Systemverständnis resultierenden Unsicherheit bezüglich der Wirksamkeit von Maßnahmen grundsätzlich eine Konstruierung von Maßnahmenkombinationen möglich ist, deren Zielerreichung bezüglich der Bewirtschaftungsziele auf Basis der vorhandenen Informationsgrundlagen der mit der Maßnahmenplanung befassten Experten mit hinreichender Wahrscheinlichkeit als vollständig gelten kann.<sup>154</sup> Aufbauend auf dieser Prämisse ist es möglich, einen relativen Vergleich der Kosteneffizienz für diejenigen Maßnahmenkombinationen durchzuführen, die die Umweltziele bzw. die daraus konkretisierten Bewirtschaftungsziele im Betrachtungsgebiet *vollständig* erreichen. Durch die Betrachtung von solchen „Gesamtpaketen“ mit einheitlicher Wirksamkeit kann die Nachvollziehbarkeit der Maßnahmenauswahl erhöht werden, da es keine Gefahr von subjektiv-diffusen Unterschieden bei der Einschätzung der Wirksamkeit von Alternativen gibt und zudem keine Notwendigkeit subjektiver Abwägung-

---

<sup>153</sup> Vgl. Görlach/Kranz/Interwies 2005, S. 412. Dies entspricht dem Verständnis der WRRL, dass die Umweltziele grundsätzlich vollständig zu erreichen sind.

<sup>154</sup> Die Prämisse bezieht sich auf die Fähigkeit des Planungsprozesses, wirkungsgleiche Alternativen zu konstruieren. Die Prämisse schließt dagegen nicht aus, dass es aus technischen bzw. naturwissenschaftlichen Gründen keine vollständige Alternative gibt.

gen der Wirksamkeit im Hinblick auf verschiedene Qualitätsparameter auf der Ebene von Einzelmaßnahmen.

Zur Zusammenstellung wirkungsgleicher Alternativen auf konzeptioneller Ebene soll weiterhin vereinfachend unterstellt werden, dass alle potenziellen Maßnahmen und Instrumente linear skalierbar sind, d. h. sie können genau auf die gewünschte Wirksamkeit zugeschnitten werden.

Bezüglich des Kriteriums *Zeitbezug der Zielerreichung* wird ferner postuliert, dass von einem **vereinfachten Verfahren zur Begründung von Fristverlängerungen** ausgegangen werden kann. Statt einer absoluten Unverhältnismäßigkeit, z. B. in Form einer Überdehnung der Kostentragfähigkeit einer betroffenen Stakeholdergruppe, soll eine *relative Unverhältnismäßigkeit* in Form einer substantiellen Kosteneinsparung (z. B. durch eine eigendynamische Entwicklung der Gewässer oder Anwendung von Instrumenten zur Trendumkehr bei diffusen Einträgen<sup>155</sup>) sowie ein geringeres volkswirtschaftliches Konfliktpotenzial (vgl. Kapitel 3.4.2 sowie 3.4.4) ausreichen, um eine Fristverlängerung zu begründen. Hierbei liegt die **Annahme** zugrunde, dass eine begrenzte Verzögerung bei der Erreichung der Bewirtschaftungsziele bis spätestens 2027 den Nutzen der Zielerreichung nicht substantiell verringert.<sup>156</sup> Ohnehin unterliegt gerade die zeitliche Vorhersage des wahrscheinlichen Erreichens der Bewirtschaftungsziele aufgrund des meist unzureichenden Systemverständnisses einer besonders großen Unsicherheit. Die Konkretisierung der nötigen *substantiellen Kostenersparnis* kann vereinfacht durch Expertenurteil oder aber auf Basis einer vereinfachten ceteris paribus Kosten-Nutzen-Analyse erfolgen, wobei bspw. durch eine Befragung der Anspruchsgruppen der empfundene Nutzenverlust (v. a. gemessen durch Zahlungsbereitschaften) durch die spätere Zielerreichung ermittelt und den potenziell einsparbaren Kosten gegenübergestellt wird.

Aufbauend auf den soeben erläuterten Prämissen und Vorbemerkungen lässt sich das Optimierungsproblem durch seinen Alternativenraum, seine Zielfunktion sowie seine Nebenbedingungen beschreiben.

---

<sup>155</sup> Vgl. UBA 2004, S. 59.

<sup>156</sup> Eine ähnliche Einschätzung äußerte auch Jörg Janning, der Vertreter der LAWA in der Strategischen Koordinierungsgruppe der EU-Wasserdirektoren im Rahmen der vierten Erfurter Gespräche zur WRRL, vgl. Grünebaum/Podraza/Weyand 2006, S 462.

Der **Alternativenraum** des Optimierungsproblems besteht also nur aus solchen Kombinationen von Einzelmaßnahmen und Instrumenten, die die gesetzten Bewirtschaftungsziele vollständig erreichen. **Ziel** des Optimierungsproblems ist es, aus den alternativen Kombinationen diejenige auszuwählen, die die Bewirtschaftungsziele im Betrachtungsgebiet zu geringsten Kosten erreicht. Kosten sind dabei grundsätzlich im volkswirtschaftlichen Sinne zu verstehen, d. h. neben den direkten betriebswirtschaftlichen Maßnahmenkosten sind auch die volkswirtschaftlichen Effekte, die durch diese Maßnahme induziert werden, entscheidungsrelevant.<sup>157</sup> Hierbei sind insb. die Auswirkungen auf die verschiedenen Wassernutzungen zu betrachten. Liegen keinerlei relevante volkswirtschaftliche Effekte vor (z. B. Plausibilitätsprüfung), kann sich die Beurteilung der Kosteneffizienz auf die betriebswirtschaftlichen Maßnahmenkosten beschränken. Die Zielfunktion zur Auswahl der Maßnahmen (-kombinationen) lautet somit: Minimiere die Kosten des Maßnahmenprogramms. Die **Nebenbedingung** bei der Bestimmung des Maßnahmenprogramms besteht in der Beschränkung der Auswahl auf Maßnahmen (-kombinationen), deren Kosten nicht unverhältnismäßig hoch sind. Die Nebenbedingung ist somit Ausdruck der aufgrund von Konsistenz- und Wirtschaftlichkeitsüberlegungen notwendigen Integration der Begründung von Ausnahmetatbeständen in den Prozess der Maßnahmenplanung. Durch die Nebenbedingung wird somit neben der Fragestellung der relativen Vorteilhaftigkeit von Maßnahmenalternativen untereinander die Beurteilung der absoluten Vorteilhaftigkeit integriert.

Lässt sich aus technischen Gründen oder aufgrund von naturräumlichen Bedingungen keine vollständige Alternative konstruieren, oder erweisen sich alle vollständigen Alternative als unverhältnismäßig teuer, d. h. als nicht absolut vorteilhaft, müssen die Bewirtschaftungsziele und damit die Bedingungen der Vollständigkeit angepasst werden sowie der Planungsprozess erneut durchlaufen werden (**Iteration**), bis eine ein vollständige *und* absolut vorteilhafte Alternative identifiziert werden kann.

Die Lösung des beschriebenen Optimierungsproblems ist in der Praxis mit Problemen behaftet, die aus so genannten **Strukturdefiziten des Optimierungsproblems** resultieren<sup>158</sup>, hierbei sind v. a. relevant:

---

<sup>157</sup> Vgl. Kap. 3.2. Hierzu ist es nicht notwendig, die volkswirtschaftlichen Effekte vollständig zu monetarisieren.

<sup>158</sup> Vgl. Behrens/Delfmann 2004, S.16-21.

- **Wirkungsdefekt:** mangelnde Vorhersagbarkeit der Wirkungszusammenhänge,
- **Bewertungsdefekt:** relevante Merkmale des Problems lassen sich nicht vollständig quantifizieren, z. B. volkswirtschaftliche Effekte,
- **Zielsetzungsdefekt:** eine unscharfe Zielfunktion bezüglich der einzubeziehenden Kosten- und Nutzenkomponenten (insb. bei den URK) sowie eine unscharfe Nebenbedingung (Interpretationen von Unverhältnismäßigkeit und angemessener Beitrag) können zu Akzeptanzproblemen führen.

Insb. die eingeschränkte Möglichkeit, Wirkungen zu prognostizieren und zu bewerten, führt dazu, dass die Auswahl des Maßnahmenprogramms als Entscheidung unter **Unsicherheit** zu betrachten ist. Die Unsicherheit muss daher im Planungsprozess entsprechend berücksichtigt werden, v. a. durch die Verwendung von:

- **Wahrscheinlichkeiten:** Verwendung von subjektiven Eintrittswahrscheinlichkeiten (auch in Bandbreiten) zur Prognose,
- **Sensitivitätsanalysen:** Veränderungen von Parametern (einfach/multiple) zur Analyse der Veränderung von Zielgrößen auf veränderte Ausgangsdaten,
- **Szenarien:** Bildung von verschiedenen Szenarien zur Entscheidungsunterstützung.

Abbildung 13 verdeutlicht den Ablauf einer integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung.



Die Maßnahmenplanung wird im Folgenden in zwei Teile gegliedert und die einzelnen Schritte (R 1 bis K 2) erläutert. Der erste Teil beinhaltet die Analyse der **relevanten Rahmenbedingungen** und skizziert die schwerpunktmäßig **technische Maßnahmenentwicklung**. Der zweite Teil befasst sich mit der **sozioökonomischen Bewertung** von Maßnahmen.

Zunächst muss jedoch ein **zweckmäßiger Bezugsrahmen der Maßnahmenplanung (Betrachtungsgebiet bzw. Planungsebene)** festgelegt werden.

Innerhalb der Systematik der WRRL gibt es verschiedene Betrachtungsebenen, sie reichen von der Flussgebietseinheit über Bearbeitungsgebiete, Arbeitsgebiete und Teilarbeitsgebiete bis zur Ebene der Wasserkörper<sup>159</sup>. Bei der Auswahl einer zweckmäßigen Betrachtungsebene für die konzeptionelle Maßnahmenplanung ist eine hinreichende *Handhabbarkeit des Planungsgebietes* zu gewährleisten.<sup>160</sup> Dazu muss eine Abwägung zwischen planerischen Koordinationsvorteilen und organisatorischen Skaleneffekten einerseits sowie der Durchschaubarkeit des Planungsgebietes<sup>161</sup> andererseits vorgenommen werden. In einem zu großen Planungsgebiet ist kein hinreichend detailliertes Systemverständnis zu erlangen. Werden die Planungsgebiete dagegen zu klein gewählt, wird der Planungsprozess unwirtschaftlicher, z. B. aufgrund organisatorischer Redundanzen und höherer Koordinationskosten. Des Weiteren muss ein Planungsgebiet so zugeschnitten werden, dass eine aussagekräftige Bilanzierbarkeit des Maßnahmenenerfolgs durch geeignete Monitoringstrukturen möglich wird.<sup>162</sup> Aufgrund von Erfahrungen in der Praxis<sup>163</sup> können 1000 qkm als Richtgröße für ein handhabbares Planungsgebiet zugrunde gelegt werden. Zudem sollten möglichst homogene Planungsgebiete bzgl. ihrer naturräumlichen und sozioökonomischen Bedingungen gewählt werden, damit in der Planung eine gewisse Spezialisierung erfolgen kann. Zur Begrenzung von interorganisatorischen Koordinationsbedürfnissen und der daraus resultierenden Koordinationskosten ist es weiterhin vor-

---

<sup>159</sup> Das sind einheitliche und bedeutende Abschnitte eines Oberflächengewässers, vgl. Art. 2 Nr. 10 WRRL.

<sup>160</sup> Vgl. hierzu auch Fuhrmann 2004, S. 3.

<sup>161</sup> Insb. spielen hier das lokale Systemverständnis sowie die starke Abhängigkeit von Wirkung und Kosten potenzieller Maßnahmen von den jeweiligen natürlichen und sozioökonomischen Standortbedingungen eine Rolle.

<sup>162</sup> Zur Ausweisung von Bilanzgebieten im Rahmen der Maßnahmenplanung vgl. Petry et al 2005, S. 92f.

<sup>163</sup> Einzugsgebiete wie die Wupper, Emscher oder Stever stellen überschaubare wasserwirtschaftliche Systeme dar, die als Konzeptplanungsebene zur Maßnahmenplanung nach WRRL eine handhabbare Größe aufweisen. Jüngstes Beispiel für eine solche Konzeptplanung stellen die noch unveröffentlichten Ergebnisse der Pilotprojekte Rur und Stever im Auftrag des MUNLV NRW dar.

teilhaft, wenn ein Planungsgebiet möglichst nur von einer organisatorischen Planungsinstanz bearbeitet wird. Auf Basis dieser Anforderungen sollte die Konzeptplanung auf Ebene der Arbeitsgebiete angesiedelt werden. Soweit diese die Richtgröße von 1000 qkm signifikant überschreiten, sollte die konzeptionelle Maßnahmenplanung auf Ebene möglichst homogener Teilarbeitsgebiete angesiedelt werden. Beispielsweise kann das Emschereinzugsgebiet mit ca. 865 qkm Fläche und ähnlichen naturräumlichen und sozioökonomischen Bedingungen als handhabbare und somit zweckmäßige Planungsebene betrachtet werden.

### **4.3 Rahmenbedingungen und Maßnahmenentwicklung**

#### **4.3.1 Analyse der Rahmenbedingungen der Maßnahmenplanung**

Ausgehend von der Erstbeschreibung/Bestandsaufnahme der Gewässer zum Jahr 2004 sowie den Ergebnissen der Monitorings kann eine detaillierte Ermittlung der Belastungen und Verursacherbereiche für die verschiedenen Betrachtungsebenen erfolgen (**R 1**). Unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse muss eine Konkretisierung der Bewirtschaftungsziele vorgenommen werden (**R 2**). Die WRRL verlangt als Umweltziel einen *guten ökologische Zustand* für das Jahr 2015. Dieses Ziel muss nun Top-Down in Bewirtschaftungszielen konkretisiert und somit für die Planungsebene operationalisiert werden.<sup>164</sup> Dazu muss neben der Konkretisierung des guten Zustandes für die Ebene der Flussgebietseinheit eine Differenzierung der Bewirtschaftungsziele bis auf die Ebene von Wasserkörpern oder Wasserkörpergruppen vorgenommen werden, die bezüglich ihrer naturräumlichen und sozioökonomischen Gegebenheiten hinreichend homogen sind. Letzteres sollte auf Basis von Potenzialbetrachtungen der einzelnen Gewässerabschnitte vorgenommen werden, die diese in den sozioökonomischen Kontext einbeziehen.<sup>165</sup> Auf diese Weise können Vorranggewässer identifiziert werden, die die besten Entwicklungsperspektiven bieten. Ziel ist es dabei, schon beim Herunterbrechen der Bewirtschaftungsziele von der Flussgebietseinheit auf die Planungsebenen durch Festlegung realistischer, differenzierter Ziele die knappen Ressourcen zielorientiert zu kanalisieren und so auch den späte-

---

<sup>164</sup> Aus den Bewirtschaftungszielen einer Flussgebietseinheit ergeben sich Anforderungen sowohl für die Wasserkörper selbst als auch für den Schutz entfernter Gewässer (Meeresschutz, Langdistanzfische,...). Hierbei ist eine integrierte Betrachtung notwendig, insb. ist eine Identifizierung von Vorranggewässern im Hinblick auf beide Anforderungen sinnvoll.

<sup>165</sup> Bei der Potenzialbetrachtung ist also bspw. zu beachten, ob sich ein Gewässer in einem urbanen Ballungsraum oder in einem ländlich strukturierten Gebiet befindet, vgl. Weyand 2004, S. 603.

ren Aufwand zur Begründung von Ausnahmetatbeständen zu begrenzen. Eine wichtige Rolle spielt in diesem Zusammenhang die Ausweisung von Wasserkörpern als HMWB, für welche dann das *gute ökologische Potenzial* konkretisiert werden muss.

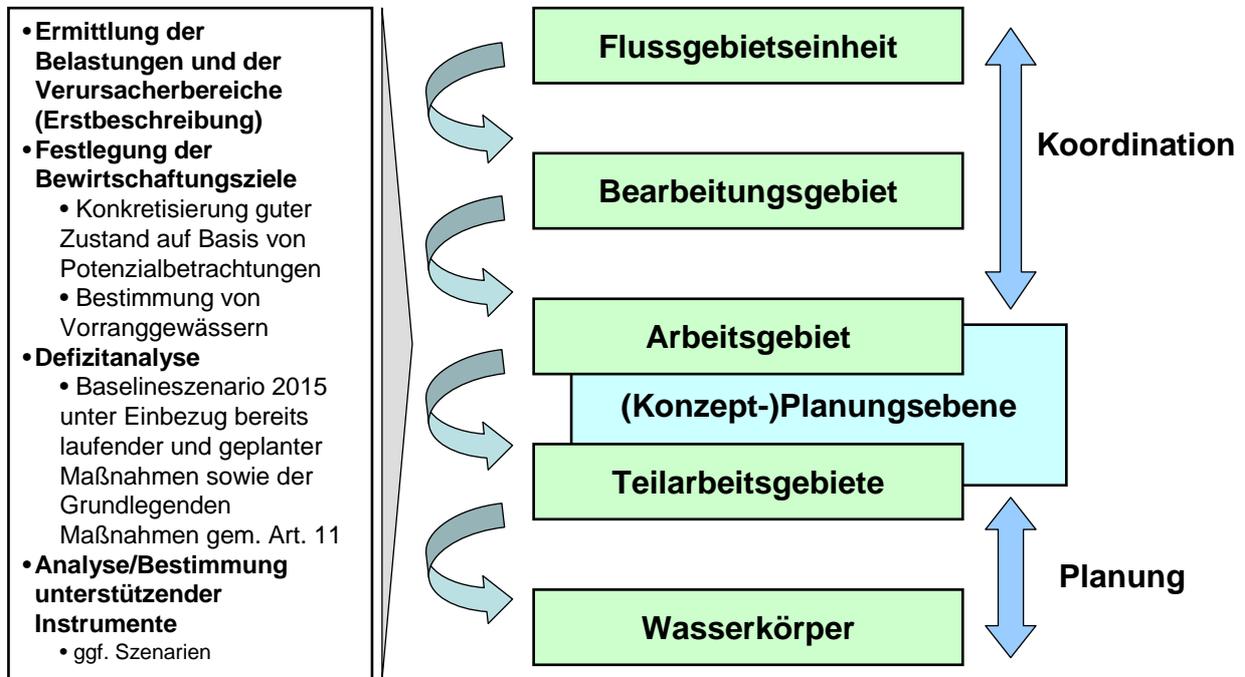


Abbildung 14: Interaktion verschiedener Betrachtungsebenen zur Umsetzung der WRRL

Abbildung 14 verdeutlicht die Interaktion der verschiedenen Betrachtungsebenen bei der Festlegung der Rahmenbedingungen. Die Konzeptplanungsebene kann je nach Beschaffenheit der Arbeitsgebiete auf der Ebene der Arbeitsgebiete selbst oder eines Teilarbeitsgebietes angesiedelt werden. Die Planungsebene koordiniert den Handlungsbedarf für die Wasserkörper in ihrem Planungsgebiet und ermittelt die für die Maßnahmenplanung benötigten Informationen auf Ebene der Wasserkörper, um die lokalen Gegebenheiten und Erfahrungen ausreichend berücksichtigen zu können. Die Ergebnisse der konzeptionellen Maßnahmenplanung auf Ebene der Planungsgebiete werden bottom-up bis auf Ebene der Flussgebietseinheit koordiniert, um Wechselwirkungen der einzelnen Maßnahmenplanungen im Hinblick auf die Erfüllung der Bewirtschaftungsziele auf Flussgebietsebene zu berücksichtigen. Dazu müssen ggf. Rückkopplungen mit den Maßnahmenplanungen der Planungsgebiete vorgenommen werden.

Im Rahmen einer Top-Down-Konkretisierung werden auf jeder Betrachtungsebene Vorgaben für den Handlungsbedarf auf der nachfolgenden Ebene generiert. Dieser wird durch die identifizierten Defizite bestimmt (**R 3**). Durch den Top-Down-Charakter der Defizitanalyse können Informationen über die Defizite der gesamten Flussgebietseinheit frühzeitig zumindest grob bei der Maßnahmenplanung auf Planungsebene mit einbezogen werden, um den späteren Koordinierungs- und Rückkopplungsbedarf im Rahmen der Flussgebietsplanung zu begrenzen.

Dabei ist zu beachten, dass durch einen Abgleich der durch das Monitoring validierten Bestandsaufnahme mit den Bewirtschaftungszielen zunächst Defizite als Differenz des Zielzustands und des aktuellen Zustands in Bezug auf die jeweiligen Komponenten der Bewirtschaftungsziele bestimmt werden. Relevant für die Maßnahmenplanung ist jedoch die voraussichtliche Ziellücke im Jahr 2015. Unter Zugrundelegung eines Baseline-Szenarios zur Entwicklung der Wassernutzungen, der bereits laufenden und geplanten Maßnahmen im Gewässerschutz (beispielsweise *Grundlegende Maßnahmen* i. S. d. Art. 11 Abs. 3 WRRL) können die voraussichtlichen Defizite für das Jahr 2015 abgeschätzt werden. Die Defizitanalyse ist wie die Erstbeschreibung Teil der Wirtschaftlichen Analyse und muss bis 2007 durchgeführt werden.<sup>166</sup> Sofern in einem Planungsgebiet die *im Vorfeld* der WRRL bereits vorhandenen gemeinschaftlichen Vorschriften zum Schutz der Gewässer noch nicht vollständig umgesetzt wurden, muss das in Bezug auf die Defizite, Handlungsbedarf und Maßnahmenplanung gesondert berücksichtigt werden.

Darüber hinaus ist es sinnvoll, zweckmäßige umweltpolitische Instrumente, z. B. eine Nitratangabe, top-down (supranational, Bundes- und Länder- und Kommunalebene) zu eruiieren bzw. – soweit möglich – innerhalb der Flussgebietseinheit frühzeitig abzustimmen<sup>167</sup>, so dass diese dann bei der Planung technischer Maßnahmen auf der Planungsebene von Anfang an als relevante Rahmenbedingung berücksichtigt werden können (**R 4**).<sup>168</sup> Wird beispielsweise ein Produktionsverbot eines Schadstoffes auf Bundesebene geplant, müssen entsprechende Retentionsmaßnahmen ggf. auf Planungsebene weniger umfangreich ausgelegt werden. Die Wirksamkeit umweltpoli-

---

<sup>166</sup> Vgl. WATECO 2002 sowie Michel/Quadflieg/Rathje 2006, S. 363.

<sup>167</sup> Vgl. Görlach/Kranz/Interwies 2005, S. 416.

<sup>168</sup> Um konsistente Rahmenbedingungen für den Gewässerschutz zu gewährleisten ist darüber hinaus eine Abstimmung mit anderen Bereichen der Umweltpolitik, z. B. Förderung der Regenerativen Energien, sowie der Wirtschaftspolitik allgemein, insb. der Agrarpolitik erforderlich.

tischer Instrumente hängt dabei v. a. von der räumlichen Ausdehnung und dem Ausmaß des zugrunde liegenden Defizits sowie den rechtlichen Rahmenbedingungen für die Umsetzung des Instruments ab.<sup>169</sup> Da umweltpolitische Instrumente Maßnahmen i. S. d. WRRL sind, unterliegt ihre Planung ebenso wie die Planung technischer Maßnahmen dem Gebot der Kosteneffizienz bzw. der Verhältnismäßigkeit. Daher sollten Instrumente auf Basis von Plausibilitätsüberlegungen zunächst als vorläufige Vorgaben und ggf. in Form mehrerer plausibler Instrumentenszenarien (z. B. mit oder ohne Nitratgabe) in die Maßnahmenplanung eingehen und bei der Zusammenführung und Koordination der Maßnahmenplanungen der einzelnen Planungsgebiete ggf. auf ihre Kosteneffizienz und Verhältnismäßigkeit überprüft werden. Ggf. müssen danach Modifikationen der geplanten Instrumente mit Rückkopplungen im Maßnahmenplanungsprozess erfolgen.

#### 4.3.2 Maßnahmenentwicklung

Eine Vorauswahl zweckmäßiger Maßnahmen von technischer Seite i. S. e. *ordentlichen wasserwirtschaftlichen Planung* kann den Aufwand der sich anschließenden sozioökonomischen Bewertung reduzieren. Erster Schritt der Maßnahmenentwicklung ist die **Identifizierung relevanter Maßnahmen (T 1)**.

Die Vorauswahl relevanter Maßnahmen bedingt eine Analyse und Zusammenführung vorliegender Informationen, etwa ergänzende Informationen zum Ist-Zustand, regionale und lokale Maßnahmenkataloge sowie ortsspezifische Kostenangaben.<sup>170</sup> Methodische Ansatzpunkte zur Auswahl von relevanten Maßnahmen bieten neben den Maßnahmenschemata des UBA auch weitere vorliegende sowie zurzeit noch in Bearbeitung befindliche Forschungs- und Pilotvorhaben<sup>171</sup>. Anhand der Kriterien Wirksamkeit, Abschätzbarkeit der Wirksamkeit (Unsicherheit) sowie praktische Umsetzbarkeit sollen aus den potenziell denkbaren Maßnahmen die jeweils bis 2027 wirksamen Maßnahmen ausgewählt werden. Neben der Beurteilung der technischen Relevanz, die den Schwerpunkt der Maßnahmenentwicklung bildet, sollte bereits eine erste Einschätzung der ökonomischen Relevanz der Maßnahmen erfolgen. Vorhan-

---

<sup>169</sup> Vgl. Görlach/Kranz/Interwies 2005, S. 415.

<sup>170</sup> Vgl. Görlach/Kranz/Interwies 2005, S. 414.

<sup>171</sup> Neben UBA 2004 sind dies UBA 2002 und 2005b sowie kurz vor der Veröffentlichung stehende Ergebnisberichte der Pilotvorhaben Rur und Stever, mit denen unterschiedliche Aspekte der Maßnahmenplanung methodisch und praktisch betrachtet wurden

dene Erfahrungswerte zu den spezifischen Vermeidungskosten alternativer Maßnahmen in Bezug auf einen Defizitparameter (Kostenwirksamkeit) können erste Hinweise in Bezug auf eine zielgerichtete Zusammenstellung kosteneffizienter Maßnahmen (-kombinationen) geben.<sup>172</sup> Anhand von Plausibilitätschecks und Expertenurteilen kann zudem ohne großen methodischen Aufwand geprüft werden, ob mit einer potenziellen Maßnahme **prohibitive betriebswirtschaftliche Kosten** oder **prohibitive volkswirtschaftliche Effekte** verbunden sind. Maßnahmenalternativen, die plausibel mit zu hohen betriebswirtschaftlichen Kosten (Kostenschätzungen auf Basis von Erfahrungswerten) bzw. zu negativen volkswirtschaftlichen Effekten (z. B. plausibel signifikante negative Auswirkungen auf andere Nutzungen i. S. d. Art. 4 Abs. 3 WRRL) verbunden sind, müssen im Planungsprozess nicht weiter betrachtet werden. Falls keine (technisch und ökonomisch) relevanten Maßnahmen ermittelt werden können, muss schon an dieser Stelle des Planungsprozesses eine Revidierung der Bewirtschaftungsziele angestrebt werden.

Zweiter Schritt der Maßnahmenentwicklung ist die **Bildung relevanter Maßnahmenkombinationen (T 2)**. Vorrangiges Ziel der Maßnahmenplanung ist die vollständige Erreichung der Bewirtschaftungsziele, die den guten Zustand konkretisieren. Daher sind grundsätzlich Maßnahmenbündel zu bilden, die zusammenwirkend darauf abzielen, die Bewirtschaftungsziele **vollständig** zu erreichen. Als Kriterium der technischen Relevanz einer Maßnahmenkombination muss also eine hinreichend hohe Wahrscheinlichkeit der Zielerreichung durch das Maßnahmenbündel herangezogen werden. Der wahrscheinliche Zeitpunkt der Zielerreichung wird dabei zwar abgeschätzt, hat jedoch aufgrund der zuvor formulierten Prämisse zum Zeitbezug der Maßnahmen keine Auswirkung auf die Relevanz eines Maßnahmenbündels, sofern er vor 2027 liegt. Zur Bewertung der Wirksamkeit des Maßnahmenbündels ist sowohl eine Analyse der Wechselwirkungen der zu kombinierenden relevanten Maßnahmen bezüglich Wirksamkeit und Zeitbezug untereinander, als auch zwischen den zu kombinierenden Maßnahmen und möglichen unterstützenden Instrumenten erforderlich,

---

<sup>172</sup> Zu einem methodischen Ansatz zur Abschätzung der Wirkungen von Maßnahmen im Gewässerschutz und zur Kostenwirksamkeit vgl. Böhm et al. 2002. Hierbei ist zu beachten, dass die Kostenwirksamkeit einer Maßnahme stark von den jeweiligen natürlichen und sozioökonomischen Standortbedingungen abhängen, vgl. Petry et al. 2005, S. 96f. Allgemeine, grobe spezifische Angaben zur Kostenwirksamkeit einer Maßnahme können daher nur ein erster Anhaltspunkt für die Maßnahmenplanung sein.

da diese sich jeweils unterstützen oder hemmen können.<sup>173</sup> Die Aussagekraft der Ergebnisse hängt dabei stark vom vorhandenen Systemverständnis im Planungsgebiet ab.

Bei der Bildung vollständiger Maßnahmenkombinationen sollten als räumliche Wechselwirkungen auch Unterlieger-/ Oberlieger-Zusammenhänge innerhalb des Planungsgebietes frühzeitig Berücksichtigung finden.<sup>174</sup> Auf Basis der angenommenen linearen Skalierbarkeit der Maßnahmen werden die Maßnahmen (-kombinationen) zwar zunächst dergestalt skaliert, dass keine Übererfüllung der Bewirtschaftungsziele stattfindet, die eine implizite Nutzenungleichheit der Maßnahmen (-kombinationen) bedeuten und die Vergleichbarkeit im Rahmen der Kosteneffizienz verwässern würde. Es ist jedoch sinnvoll, erkennbare Übererfüllungspotenziale bezüglich bestimmter Parameter (v. a. bei stofflichen Belastungen) mit Einfluss auf Unterlieger außerhalb des Planungsgebietes zu dokumentieren, damit später im Rahmen der Koordination der Maßnahmenpläne auf übergeordneter Ebene ggf. auf diese Information zurückgegriffen werden kann.<sup>175</sup> Wenn durch eine Übererfüllung die Kosten etwa in einem Unterliegerplanungsgebiet überproportional gesenkt werden können, ist eine Übererfüllung im Oberliegergebiet i. V. m. einer Kompensation der Mehrkosten durch das Unterliegergebiet gemäß dem Nutznießerprinzip ökonomisch sinnvoll.<sup>176</sup> Des Weiteren ist schon an dieser Stelle abzuschätzen, ob sich eine zeitliche Streckung von Maßnahmen betriebswirtschaftlich und/oder volkswirtschaftlich kostenmindernd auswirken kann.

Neben der technischen Relevanz der Maßnahmenkombinationen ist wieder die ökonomische Relevanz anhand von Plausibilitätschecks bzw. Expertenurteile bezüglich der Summe der betriebswirtschaftlichen Kosten und volkswirtschaftlichen Effekte zu prüfen. Falls daraus folgend keine relevanten Maßnahmenkombinationen ermittelt werden können, müssen an dieser Stelle des Planungsprozesses **weniger strenge Bewirtschaftungsziele** beantragt werden.

---

<sup>173</sup> Zur modellgestützten Abbildung stofflicher Maßnahmeneffekte vgl. bspw. Petry et al. 2005 und die dort angegebene Literatur.

<sup>174</sup> Vgl. Görlach/Kranz/Interwies 2005, S. 416.

<sup>175</sup> Zur Koordination der Maßnahmenprogramme zwischen den Teileinzugsgebieten vgl. UBA 2004, S. 62-64.

<sup>176</sup> Vgl. Kap. 3.4.4.

## **4.4 Sozioökonomische Bewertung**

### **4.4.1 Überblick**

Nachdem im Rahmen der Maßnahmenentwicklung technisch relevante Maßnahmenkombinationen identifiziert wurden und bereits eine grobe Selektion auf Basis ökonomischer Plausibilitätsüberlegungen stattgefunden hat, sollen die verbleibenden Alternativen einer systematischen sozioökonomischen Bewertung unterzogen werden, wobei sowohl die Kosteneffizienz (relative Vorteilhaftigkeit) als auch die Verhältnismäßigkeit der Kosten (absolute Vorteilhaftigkeit) der Alternativen geprüft wird. Ziel ist es einen transparenten und nachvollziehbaren Maßnahmenauswahlprozess zu entwickeln, innerhalb dessen diejenigen Alternativen, die mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbunden sind, möglichst frühzeitig und aufwandssparend identifiziert und aus dem Auswahlprozess ausgeschlossen werden können. Zunächst werden für die zuvor identifizierten relevanten Maßnahmenkombinationen sozioökonomische Belastungsprofile ermittelt auf deren Basis die Alternativen anschließend zur Vereinfachung des Maßnahmenvergleichs grafisch gegenübergestellt werden. Lässt sich so keine eindeutig dominante Alternative identifizieren, müssen ggf. mehrere Alternativen einem detaillierteren Vergleich unterzogen werden, um die kosteneffizienteste Maßnahmenkombination für das Planungsgebiet zu bestimmen.

### **4.4.2 Ermittlung des sozioökonomischen Belastungsprofils**

Bei der Beurteilung sowohl der relativen als auch der absoluten Vorteilhaftigkeit ist die Unterscheidung von betriebswirtschaftlichen und volkswirtschaftlichen Kosten aufgrund ihrer unterschiedlichen Handhabbarkeit von großer Relevanz.<sup>177</sup>

Betriebswirtschaftliche Kosten, etwa für Baumaßnahmen, lassen sich auf Basis von Erfahrungswerten relativ zuverlässig und mit relativ geringem Aufwand abschätzen. Die Bewertung der volkswirtschaftlichen Effekte bzw. Kosten umfasst u. a. die Abschätzung entgangener Einnahmen aufgrund von Einschränkungen der Gewässernutzungen oder von Anpassungsmaßnahmen (Opportunitätskosten).<sup>178</sup> Insb. eine monetäre Bewertung volkswirtschaftlicher Effekte ist grundsätzlich aufwändiger und methodisch schwieriger als die Bestimmung der betriebswirtschaftlichen Kosten, insb. die Bewertung intangibler Wirkungen. Zudem ist zu berücksichtigen, dass die

---

<sup>177</sup> Der Leitfaden Maßnahmenplanung des UBA spricht auch von direkten bzw. indirekten Kosten, vgl. UBA 2004, S. 50.

<sup>178</sup> Vgl. UBA 2004, S. 50.

Bewertungen volkswirtschaftlicher Effekte meist einer erheblich größeren Unsicherheit unterliegen als die Schätzungen der betriebswirtschaftlichen Maßnahmenkosten. Eine generelle Vernachlässigung dieser indirekten Kosten des Maßnahmenprogramms würde jedoch zu einem aus gesellschaftlicher Sicht nicht optimalen Planungsergebnis führen. Die Entscheidungen, inwieweit volkswirtschaftliche Effekte erstens im Rahmen der Bewertung einbezogen und zweitens dazu monetarisiert werden, unterliegen daher einer Abwägung zwischen Planungsaufwand (insb. Datenerhebungsaufwand) und Entscheidungsqualität. Eine Voraussetzung für die Akzeptanz des Auswahlprozesses für ein Maßnahmenprogramm durch die betroffenen Stakeholder ist daher die transparente und nachvollziehbare Beantwortung der Frage, wann welche volkswirtschaftlichen Kosten zwingend einbezogen werden müssen und in welcher Form sie bewertet werden müssen, um eine hinreichende Entscheidungsqualität zu gewährleisten. Zur Minimierung des Aufwandes und zur Begrenzung der Unsicherheit der Entscheidung sollte grundsätzlich einerseits eine weitestmögliche Beschränkung auf betriebswirtschaftliche Kosten angestrebt<sup>179</sup> und andererseits die sehr aufwendige detailliertere Bewertung volkswirtschaftlicher Effekte bis hin zur vollständigen KNA durch eine weitestgehende Vorselektion auf wenige Alternativen beschränkt werden. Im günstigsten Fall, wenn plausibel ist, dass keine signifikanten volkswirtschaftlichen Effekte von alternativen Maßnahmenkombinationen ausgehen, kann die Beurteilung des Maßnahmenprogramms sogar allein auf Basis der betriebswirtschaftlichen Maßnahmenkosten erfolgen.

Zur praktikablen Beurteilung von Maßnahmenkombinationen sowohl aus betriebswirtschaftlicher als auch aus volkswirtschaftlicher Sicht wird daher im Folgenden ein **sozioökonomisches Belastungsprofil** konzipiert (**Ö 1**). Dieses besteht aus den drei Komponenten **betriebswirtschaftliche Maßnahmenkosten**, **(Beeinträchtigung der) Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen für private Haushalte** und dem **(sonstigen) volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzial**. Abbildung 15 verdeutlicht das Konzept der integrativen Bewertung von Kosteneffizienz und Verhältnismäßigkeit der Kosten auf Basis des sozioökonomischen Belastungsprofils.

---

<sup>179</sup> Schon bei der Entwicklung von Maßnahmen sollte darauf geachtet werden, dass die Maßnahmen so konzipiert werden, dass schwer bewertbare volkswirtschaftliche Effekte minimiert werden.

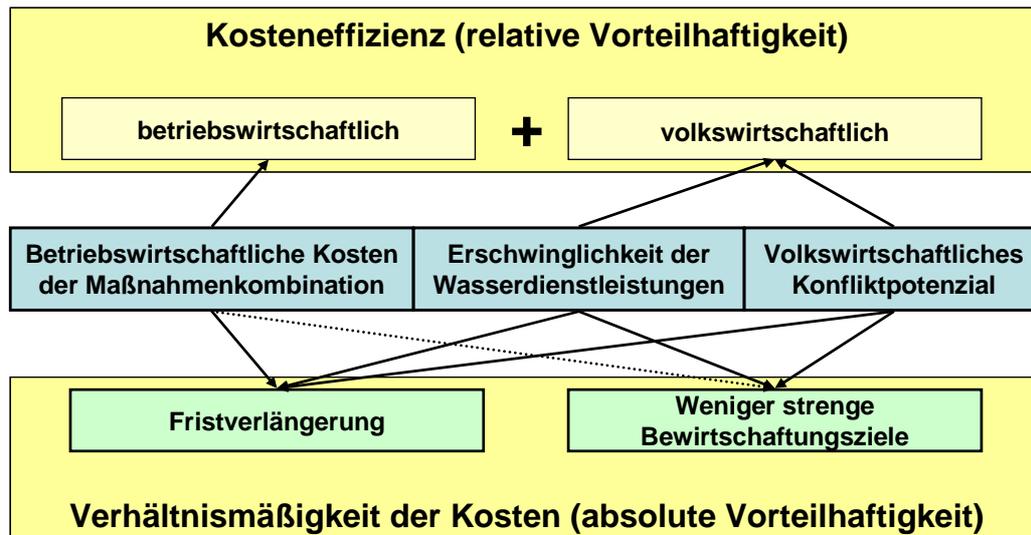


Abbildung 15: Integrative Bewertung von Kosteneffizienz und Verhältnismäßigkeit auf Basis des sozioökonomischen Belastungsprofils

Mit den **Richtlinien der LAWA zur dynamischen<sup>180</sup> Kostenvergleichsrechnung (KVR)** besteht bereits eine in der Wasserwirtschaft erprobte methodische Grundlage zur Beurteilung von Gewässerschutzmaßnahmen. Eine kurze Beschreibung der Methodik der dynamischen KVR gemäß den von der LAWA formulierten Leitlinien findet sich in Anhang C dieses Berichtes. Es wäre wünschenswert, auch im Rahmen der integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung auf dieses methodische Fundament aufbauen zu können.

Im Folgenden soll daher das Potenzial der dynamischen KVR im Rahmen der integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung untersucht werden.

Die aus den aggregierten Kostenreihen der Alternativen anhand der dynamischen KVR ermittelten betriebswirtschaftlichen **Kostenbarwerte bzw. Jahreskosten<sup>181</sup>** können als **Maßstab für die betriebswirtschaftlichen Maßnahmenkosten** im Rahmen des sozioökonomischen Belastungsprofils der Alternativen verwendet werden (**Ö 1.1**).

<sup>180</sup> Die statische KVR ist aus betriebswirtschaftlicher Sicht grundsätzlich methodisch abzulehnen, vgl. bspw. Schaefer 2003 und die dort angegebene Literatur. Dies gilt insb. in der Wasserwirtschaft aufgrund der Langlebigkeit von Investitionen.

<sup>181</sup> Hierbei handelt es sich um die in der Wasserwirtschaft gebräuchliche Bezeichnung einer finanzmathematischen Auszahlungsannuität.

Auf Basis der Ergebnisse der dynamischen KVR kann damit eine Beurteilung der **relativen Vorteilhaftigkeit** von Alternativen erfolgen. Dagegen ist die KVR nicht für Ja/Nein-Entscheidungen i. S. der absoluten Vorteilhaftigkeit konzipiert, da sie einseitig auf die Kostenseite der Alternativen abstellt, die Ertrags- bzw. Nutzenseite aber nicht betrachtet.<sup>182</sup> Die Methodik der dynamischen KVR muss daher im Rahmen der integrativen sozioökonomischen Maßnahmenplanung in jedem Fall um eine Methodik zur Berücksichtigung von Unverhältnismäßigkeits-Aspekten (insb. Kostentragfähigkeit und Kosten-Nutzen-Abwägungen) ergänzt werden, um die Beurteilung der **absoluten Vorteilhaftigkeit** von Maßnahmen (-kombinationen) in Form der ökonomisch begründeten **Ausnahmetatbestände** zu integrieren.

Zudem dürfen auch bei der Beurteilung der relativen Vorteilhaftigkeit relevante volkswirtschaftliche Kosten nicht vernachlässigt werden, wenn diesbezüglich keine Äquivalenz der Alternativen besteht. Zwar ist die dynamische KVR prinzipiell sowohl für eine betriebswirtschaftliche als auch eine volkswirtschaftliche Betrachtung der Kostenvorteilhaftigkeit von Alternativen anwendbar. Es ergeben sich dabei ggf. Unterschiede bei der Definition bzw. bei der Einbeziehung von Kostenarten sowie beim anzuwendenden Zinssatz. Voraussetzung ist jedoch eine vollständige Monetarisierung aller entscheidungsrelevanten Kosten. Da sich aber die volkswirtschaftlichen Kosten in der Praxis insb. unter Aufwandsgesichtspunkten nur teilweise oder gar nicht monetarisieren lassen, ist es i. d. R. nicht möglich, sie zum Vergleich der relativen Vorteilhaftigkeit eindimensional mit den betriebswirtschaftlichen Kosten zu aggregieren und in einer Rechnung finanzmathematisch aufzubereiten. Daher sollte die Erfassung der relevanten volkswirtschaftlichen Kosten in ihrer jeweiligen quantitativen oder qualitativen Form grundsätzlich gesondert zu den im Rahmen der dynamischen KVR erfassten betriebswirtschaftlichen Kosten erfolgen.

Wie in Kapitel 3.4 zur Begründung von Unverhältnismäßigkeit dargelegt, sollte eine möglichst weitgehende Identifizierung unverhältnismäßiger Maßnahmen durch vereinfachte Kosten-Nutzen-Abwägungen erfolgen. Im günstigsten Fall kann dies schon im Rahmen der Maßnahmenentwicklung anhand intersubjektiv überprüfbarer Plausibilitätsüberlegungen und Expertenurteile (*herrschende Meinung*) erfolgen. Kann keine plausible Einschätzung erfolgen bzw. gibt es keine herrschende Meinung unter den Experten muss der Entscheider eine vertiefte, möglichst transparente und nachvoll-

---

<sup>182</sup> Vgl. hierzu auch Schaefer 2003; LAW 2005a, S. 1/2.

ziehbar begründete Einschätzung auf Basis von quantitativen oder qualitativen Indikatoren unter Beteiligung der betroffenen Stakeholder vornehmen. Die Durchführung einer **(detaillierten) Kosten-Nutzen-Analyse** unter Einbeziehung möglichst aller relevanten sozioökonomischen Variablen sollte dabei **nur im Ausnahmefall** erfolgen, z. B. bei nicht eindeutiger Aussage der Indikatoren oder gravierenden Akzeptanzproblemen auf Seiten einer oder mehrerer Stakeholdergruppen.

Im Folgenden sollen daher mit der Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen für private Haushalte sowie dem (sonstigen) volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzial zwei Indikatoren zur Beurteilung der relativen und insb. der absoluten Vorteilhaftigkeit von Alternativen vorgestellt werden, die somit zusammen mit den betriebswirtschaftlichen Maßnahmenkosten ein für die Zwecke der WRRL aussagekräftiges sozioökonomisches Belastungsprofil alternativer Maßnahmenkombinationen darstellen können:<sup>183</sup>

Der Indikator **Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen für private Haushalte** zielt auf die Kostentragfähigkeit der privaten Haushalte (HH) in Bezug auf durchzuführende Maßnahmen im Rahmen der WRRL ab (**Ö 1.2**). Die Versorgung mit Wasserdienstleistungen ist eine Daseinsgrundfunktion, deren Erfüllung essentiell und praktisch ohne Substitutionsmöglichkeiten ist. Eine hinreichende Erschwinglichkeit (engl.: affordability) der Wasserdienstleistungen hat daher als (sozial-) politischer Grundsatz bei der Versorgung mit Wasserdienstleistungen eine große praktische Bedeutung und hohe politische Relevanz.<sup>184</sup> Aus dem Grundsatz der Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen können Rückschlüsse auf die **Kostentragfähigkeit** der privaten Haushalte in Bezug auf durchzuführende Maßnahmen gezogen werden. Auch im Rahmen des Art. 9 Abs. 1 WRRL wird dieser Gedanke durch die Möglichkeit, u. a. **den sozialen und wirtschaftlichen Auswirkungen der Kostendeckung Rechnung zu tragen**, aufgegriffen. Die Veränderung der Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen aufgrund durchzuführender Maßnahmen im Rahmen der WRRL lässt sich auf Basis der betriebswirtschaftlichen Maßnahmenkosten anhand der vorhandenen Umlageschlüssel der Wasserdienstleister und Kommunen relativ zuverlässig und mit relativ geringem Aufwand ermitteln. Aufgrund der hohen politi-

---

<sup>183</sup> Vgl. Kap. 3.4.

<sup>184</sup> Vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2000, S. 11 FN 6; Courtecuisse 2005; Fankhauser/Tepic 2005; Sawkins/Dickie 2005; OECD 2003.

schen Relevanz sowie der relativen hohen Praktikabilität soll die Beeinträchtigung der Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen für private Haushalte im Rahmen dieser Untersuchung als ein zentraler Indikator für die Unverhältnismäßigkeit der Kosten eines Maßnahmenprogramms und daher auch als eigenständige Komponente des ökonomischen Belastungsprofils herangezogen werden. Das Vorgehen zur Ermittlung dieser Komponente soll im Folgenden skizziert werden:

Zunächst muss die Veränderung der Kosten der Wasserdienstleistungen, die aus einer möglichen Maßnahmenkombination resultiert, bestimmt werden. Hierzu können die im Rahmen der KVR ermittelten aggregierten Kostenreihen der jeweiligen Alternativen nicht unmittelbar verwendet werden, da diese nicht im vollem Umfang auf die privaten Haushalte als Kunden der Wasserdienstleistungen durchschlagen. Aus den aggregierten Kostenreihen der alternativen Maßnahmenkombinationen werden daher zunächst alle nicht-wasserdienstleistungsbezogenen<sup>185</sup> Kosten eliminiert, d. h. es werden nur diejenigen Kosten von Maßnahmen berücksichtigt, die im Rahmen der jeweiligen Alternative von den Wasserdienstleistern durchgeführt werden sollen. Des Weiteren müssen die von der WRRL vorgesehenen angemessenen Beiträge anderer Wassernutzungen (inkl. der Allgemeinheit) zu den Kosten der durchzuführenden Maßnahmen abgeschätzt und aus den wasserdienstleistungsbezogenen Kostenreihen herausgerechnet werden. Dies geschieht auf Basis des Entlastungsschritts des in Kapitel 3.4.4 erläuterten *Zweistufigen Subtraktionsmodells*.<sup>186</sup> Darüber hinaus müssen auch Kosteneinsparungen bei den einzelnen Wasserdienstleistern, bspw. im Bereich der Trinkwasseraufbereitung, abgeschätzt werden, die aus den geplanten Maßnahmen resultieren und die Kostensteigerungen durch die Maßnahmen teilweise ausgleichen. Kostensteigerungen für die Endkunden werden ebenfalls durch öffentliche Fördermittel für bestimmte Maßnahmen abgemildert. Je nach Zusammensetzung der Maßnahmenkombinationen können möglicherweise unterschiedliche Fördermittel beansprucht werden. Die durch Förderung gedeckten Kosten müssen somit ebenfalls aus den Kostenreihen herausgerechnet werden. Liegen für einzelne Maßnahmen

---

<sup>185</sup> Bspw. die Kosten einer Fischtreppe an einem Wasserkraftwerk.

<sup>186</sup> Wenn im Rahmen der Maßnahmenentwicklung eine Maßnahme aus technischen Gründen oder wegen ihrer hohen Kostenwirksamkeit bei einer Wasserdienstleistung angesetzt wird und diese Maßnahme auch außerhalb der Wasserdienstleistung verursachte Belastungen abdeckt, sind die Wasserdienstleistungen bei den Maßnahmenkosten entsprechend um denjenigen Anteil der Kosten zu entlasten, der dem Anteil der nicht-wasserdienstleistungsbezogenen Belastungen entspricht. Dadurch soll eine Fehlinternalisierung von Maßnahmenkosten und somit ein Widerspruch von Kosteneffizienz und Verursacherprinzip beim auszuwählenden Maßnahmenprogramm vermieden werden.

alternative Förderungsmöglichkeiten vor oder ist die Förderung unsicher, ist dies ggf. in Förderszenarien zu berücksichtigen.

Nach Eliminierung aller die Kostenbelastung mindernden Faktoren ergeben sich die **wasserdienstleistungsbezogenen Netto-Kostenreihen** der Alternativen. Auf Basis dieser Nettokostenreihen kann eine Simulation der maßnahmeninduzierten Preisänderungen der Wasserdienstleistungen für zukünftige Perioden durch Periodisierung und Veranlagung der Maßnahmenkosten durchgeführt werden. Um die absoluten Preise in den jeweiligen Perioden bestimmen zu können, müssen zusätzlich Annahmen über die Entwicklung der Preise ohne die betrachteten Maßnahmen im Rahmen der WRRL getroffen werden. Dieses Baseline-Szenario muss insb. die erwarteten Entwicklungen des Wasserangebots und der Wassernachfrage berücksichtigen. Dabei können die Daten der wirtschaftlichen Analyse gemäß Art. 5 und Anhang III der WRRL wertvolle Hilfestellung geben. Anhand der prognostizierten spezifischen Preise der Wasserdienstleistungen und einer Prognose der Entwicklung des jährlichen Wasserverbrauchs je HH<sup>187</sup>, können die zukünftigen jährlichen Ausgaben der HH für Wasserdienstleistungen abgeschätzt werden.

Ein einfacher und international oft herangezogener Maßstab zur Beurteilung der Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen ist der Anteil vom durchschnittlichen verfügbaren Einkommen eines privaten Haushaltes, der für Wasserdienstleistungen aufgebracht werden muss.<sup>188</sup> Statt des verfügbaren Einkommens können auch andere Einkommensgrößen wie das Nettoeinkommen sinnvoll sein. Daher wird das einfache **Erschwinglichkeitsmaß Q** allgemein wie folgt definiert:

$$Q = \frac{\text{Ø Ausgaben für Wasserdienstleistungen je HH [€]}}{\text{Ø Einkommen je HH [€]}}$$

Die Ausgaben eines HH für Wasserdienstleistungen umfassen sowohl alle verbrauchsabhängigen Ausgaben für die Bereitstellung von Frischwasser und die Entsorgung von Abwasser als auch verbrauchunabhängige Anschlussgebühren. Vergangenheitsbezogene Informationen über das verfügbare Einkommen pro Person können differenziert für Kreise und Städte aus der Volkswirtschaftlichen Gesamt-

---

<sup>187</sup> Die reale Durchschnittsgröße der Haushalte in NRW liegt jedoch bei 2,13 Personen. Hierdurch können Verzerrungen bei der Einschätzung der Belastung der privaten HH etwa bei der Anschlussgebühr entstehen, die im Modellhaushalt von vier Personen getragen wird, in der Realität aber durchschnittlich nur von 2,13 Personen.

<sup>188</sup> Vgl. Courtecuisse 2005.

rechnung des Statistischen Bundesamtes gewonnen werden.<sup>189</sup> Bei der Ermittlung des Erschwinglichkeitsmaßes  $Q$  wird im Rahmen dieser Untersuchung der in der wasserwirtschaftlichen Gebührenstatistik übliche Vier-Personen-Haushalt zugrunde gelegt.<sup>190</sup> Somit wird das durchschnittliche verfügbare Einkommen eines Vier-Personen-Haushalts durch Multiplikation des jeweiligen Durchschnittseinkommens je Person mit HH-Größe von vier Personen ermittelt. Prognosen zur zukünftigen Entwicklung der verfügbaren Einkommen der privaten Haushalte bzw. der verfügbaren Pro-Kopf-Einkommen können beispielsweise bei Marktforschungsinstituten wie Euromonitor oder ResearchandMarkets erworben oder aber vereinfachend aus den vergangenen Entwicklungen extrapoliert werden.

Grundsätzlich gilt: Je niedriger  $Q$ , desto größer die Erschwinglichkeit der Wasserdienstleistungen. Hauptziel der Bestimmung des Erschwinglichkeitsmaßes ist es aber, eine Aussage über eine potenzielle Unverhältnismäßigkeit der Kosten eines Maßnahmenprogramms aufgrund einer Überdehnung der Kostentragfähigkeit der privaten HH als Kunden der Wasserdienstleistungen zu ermöglichen. Dazu muss ein Schwellenwert  $Q_{\max}$  herangezogen werden, ab dessen Überschreitung die Wasserdienstleistungen als nicht mehr hinreichend erschwinglich gelten können. Aus diesem Schwellenwert kann auf die maximale Kostentragfähigkeit der privaten Haushalte in Bezug auf durchzuführende Maßnahmen geschlossen werden. Zur Festlegung eines solchen Schwellenwertes gibt es verschiedene Möglichkeiten. So kann die Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen im Betrachtungsgebiet mit einer durchschnittlichen Erschwinglichkeit der Wasserdienstleistungen (Land, Bund, EU) oder speziell mit der Erschwinglichkeit der Wasserdienstleistungen in Referenzgebieten mit ähnlichen naturräumlichen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen verglichen werden, um so Anhaltspunkte für eine mögliche (relative) Überdehnung der Kostentragfähigkeit durch ein Maßnahmenprogramm in Vergleich zu anderen Gebieten zu bekommen.<sup>191</sup>

Des Weiteren können solche Anhaltspunkte auch über eine Befragung der Bevölkerung gewonnen werden. Die Differenz der aktuellen Ausgaben für Wasserdienstleis-

---

<sup>189</sup> Bei der GfK können diese Informationen sogar für die Ebene der Postleitzahlgebiete oder einzelner Straßen erworben werden.

<sup>190</sup> Vgl. Statistisches Landesamt NRW 2006.

<sup>191</sup> Hierbei müssen natürlich unterschiedliche Qualitätsniveaus bei den Leistungen der Wasserdienstleistungen berücksichtigt werden.

tung zu den maximal als tragbar empfundenen Ausgaben kann als Indikator einer absoluten Obergrenze für die Willingness to Pay für das Maßnahmenprogramm interpretiert werden.

Die definitive Festlegung der Erschwinglichkeitsgrenze ist eine politische Entscheidung. Als Orientierung können dabei Aussagen von relevanten supranationalen Organisationen wie der EU oder der OECD dienen, wonach der Anteil des verfügbaren Einkommens, der für Wasserdienstleistungen ausgegeben werden muss, 3-4% nicht überschreiten sollte.<sup>192</sup> Die von der OECD vorgeschlagene Erschwinglichkeitsgrenze von 4% wird im Rahmen dieser Untersuchung zugrunde gelegt. Allerdings ist auch dieser in der Diskussion über die Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen gebräuchlichste Wert ebenfalls nur im Sinne einer Daumenregel zu verstehen. Für einen Alternativenvergleich bietet es sich daher an, einen kritischen Bereich zu definieren, ab welchem Beeinträchtigungen der Erschwinglichkeit auftreten können und ggf. näher untersucht werden müssen.

Für eine transparente Beurteilung und Vergleichbarkeit der Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen müssen von politischer Seite neben einer Erschwinglichkeitsgrenze auch das zu verwendende Erschwinglichkeitsmaß und die zugrunde zu legenden Bezugsgrößen (z. B. die zu verwendende Einkommensgröße) möglichst einheitlich festgelegt werden.

Die Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst (vgl. Abbildung 16).

---

<sup>192</sup> Vgl. Courtecuisse 2005; Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2006, S. 16; Borkey 2006, S.5; OECD 2003. Zu einem Überblick weiterer international diskutierter Erschwinglichkeitsgrenzen vgl. bspw. Fankhauser/Tepic 2005, S. 5. Die World Bank und die Asian Development halten sogar bis zu 5% für erschwinglich.

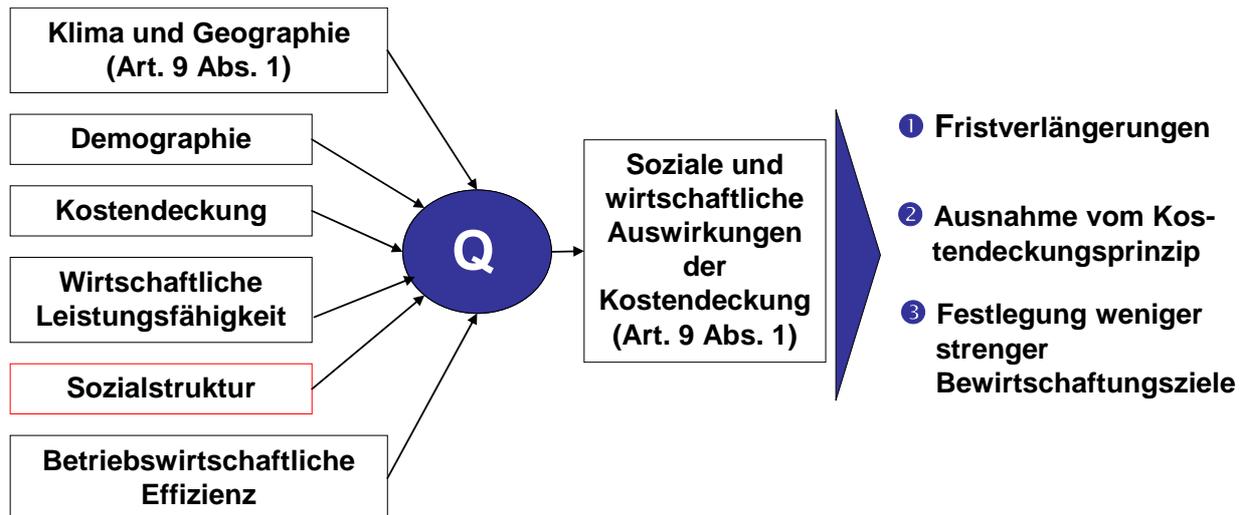


Abbildung 16: Determinanten des Erschwinglichkeitsmaßes Q und mögliche Auswirkungen einer Überdehnung der Kostentragfähigkeit

Diese Faktoren können den Zähler und/oder den Nenner der Kennzahl beeinflussen. Die **klimatischen und geografischen Bedingungen** sind entscheidende Determinanten der lokalen Kostenstruktur der Wasserdienstleistungen und damit der Ausgaben der HH für Wasserdienstleistungen. Der Faktor **Demographie** wirkt sich insb. vor dem Hintergrund eines sich abzeichnenden Bevölkerungsrückgangs in einigen Regionen Deutschlands über die Anzahl und Größe der HH auf die Umlage der langfristig festgelegten Fixkosten der Infrastruktur aus und hat damit großen Einfluss auf die durchschnittlichen Ausgaben je HH in einer Region. Großen Einfluss auf die Ausgaben für Wasserdienstleistungen hat auch der jeweilige **Grad der Kostendeckung**. Während Subventionen die Ausgaben der HH vermindern, steigen die Ausgaben der HH mit zunehmender Internalisierung von externen Kosten. Hierunter fallen sowohl die bisherige Internalisierung externer Kosten der Bereitstellung von Wasserdienstleistungen über Umweltabgaben und Gewässerschutzmaßnahmen (so genannte *Early Action*<sup>193</sup>) als auch die weitergehende Internalisierung von URK im Rahmen der Umsetzung der WRRL, also durch Umsetzung des Maßnahmenprogramms. Die

<sup>193</sup> Dadurch wird berücksichtigt, in welchem Umfang in der Vergangenheit bereits hohe Gewässerschutzstandards implementiert wurden und diese zu entsprechend höheren Kosten der Wasserdienstleistungen führten.

**wirtschaftliche Leistungsfähigkeit** des betrachteten Raumes spiegelt sich im durchschnittlichen Einkommen wider.

Um den sozialpolitischen Gedanken der Erschwinglichkeit der Wasserdienstleitungen konsequent umzusetzen, müsste auch die **Sozialstruktur** im Quotienten berücksichtigt werden, da die Ausgaben sich besonders belastend auf die unteren Einkommensschichten auswirken.<sup>194</sup> Statt auf das durchschnittliche Einkommen der Gesamtbevölkerung eines Betrachtungsgebietes sollte dann auf das durchschnittliche Einkommen bspw. des untersten Einkommensdezils abgestellt werden. Hierzu können differenzierte Erschwinglichkeitsmaße konzipiert werden.<sup>195</sup>

Nicht zuletzt wirkt sich die **betriebswirtschaftliche Effizienz der Wasserdienstleister** auf den Quotienten aus. Ineffizientes Wirtschaften und Verschwendung beeinträchtigen ebenfalls die Erschwinglichkeit und verzerren die Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit. Deswegen ist es essentiell durch, dass die wirtschaftliche Effizienz, die im Bereich der Wasserdienstleistungen i. d. R. nicht über den Wettbewerbsmechanismus herbeigeführt werden kann, durch Wettbewerbssurrogate wie dem Benchmarking sichergestellt wird bzw. Verzerrungen durch Ineffizienzen zumindest aufgedeckt werden. In einem solchen Benchmarking ist neben den Kosten aber auch die Qualität der Leistungen der Wasserdienstleistungen zu beachten.

Führen alle Alternativen zu einer Überschreitung der zugrunde gelegten Erschwinglichkeitsgrenze, eröffnen sich drei Handlungsfelder:

Lässt sich durch eine zeitliche Streckung eines Maßnahmenprogramms die Überschreitung des Schwellenwertes vermeiden, bietet es sich an, eine Fristverlängerung gemäß Art. 4 Abs. 4 WRRL zu beantragen.

Ist eine Minderung der Kosten durch zeitliche Streckung von Maßnahmen nicht möglich, sollten weniger strenge Bewirtschaftungsziele gemäß Art. 4 Abs. 5 WRRL in einem Maß beantragt werden, dass eine Unterschreitung des Schwellenwertes erfolgen kann.

Eine dritte Handlungsoption bietet sich quasi als Zwischenoption an, wenn eine Fristverlängerung nicht in Frage kommt, aber eine vollständige Erfüllung gesamtwirt-

---

<sup>194</sup> Vgl. Courtecuisse 2005, S. 8; ausführlich OECD 2003.

<sup>195</sup> Ein Beispiel für eine bezüglich der Einkommensdezile und Haushaltszusammensetzung differenzierte Analyse der Erschwinglichkeit liefern Sawkins/Dickie 2005, S. 232f.

schaftlich sinnvoll erscheint und diese lediglich an der Überdehnung der Kostentragfähigkeit der privaten HH bei vollständiger Durchsetzung des Kostendeckungsprinzips scheitern würde. In diesem Falle könnte es sinnvoll sein, das Kostendeckungsprinzip in begrenztem Maße durch eine Subventionierung soweit zu durchbrechen, dass eine vollständige Umsetzung der Maßnahmen bei gleichzeitiger Gewährleistung der Erschwinglichkeit der Wasserdienstleistungen erfolgen kann.<sup>196</sup>

Streng genommen müsste das Erschwinglichkeitsmaß für jede Alternative und jedes Jahr eines Betrachtungszeitraums berechnet und verglichen werden. Eine Gegenüberstellung der Alternativen in einem Diagramm würde dadurch sehr unübersichtlich. Für diesen Zweck sollte vereinfachend der Durchschnittswert des Erschwinglichkeitsmaßes im Betrachtungszeitraum abgetragen werden. Alternativ kann auch der in diesem Betrachtungszeitraum zu erwartende Maximalwert des Erschwinglichkeitsmaßes zur Anwendung kommen. Ein genauer Abgleich der zeitlichen Entwicklung des Erschwinglichkeitsmaßes kann aber in einem ggf. nötigen Detailvergleich weniger Alternativen erfolgen.

Als **dritte Komponente** des ökonomischen Belastungsprofils einer Alternative erfolgt die **Abschätzung des (sonstigen) volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials (Ö 1.3)**. Dieses resultiert aus den Beeinträchtigungen der weiteren Stakeholder und zielt wie das Erschwinglichkeitsmaß Q auf die **Akzeptanz der Anspruchsgruppen (Stakeholder)**<sup>197</sup> ab. Das volkswirtschaftliche Konfliktpotenzial soll v. a. zur Berücksichtigung volkswirtschaftlicher Effekte im Rahmen der Beurteilung der relativen Vorteilhaftigkeit herangezogen werden. Aus Aufwandsgründen und um angesichts der Unsicherheit im Rahmen der volkswirtschaftlichen Bewertung eine Scheingenauigkeit zu vermeiden, empfiehlt es sich in der Praxis, die Alternativen nur grob bezüglich ihres volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials zu klassifizieren. Die Klassifizierung sollte daher auf Basis eines Expertenurteils unter Stakeholderbeteiligung erfolgen.

---

<sup>196</sup> Dabei ist zu beachten, dass die dadurch entlasteten Kunden den Wasserdienstleistungen gleichzeitig auch Steuerzahler sind. Besonders für die unteren Einkommensgruppen ist aber bei entsprechender Ausgestaltung der Steuerfinanzierung des Subventionsanteils eine Nettoentlastung aufgrund der Progressivität des Einkommenssteuersystems bzw. der Einbeziehung von Unternehmenssteuern möglich. Durch eine Schuldenfinanzierung des Subventionsanteils könnte so auch eine implizite Streckung der Belastung erfolgen.

<sup>197</sup> Zu beachten: i. d. R. Überschneidung der Stakeholdergruppen: insb. Steuerzahler und Kunden der Wasserdienstleistungen.

Die Expertenrunden sollten bei der Einschätzung des volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials auf Erfahrungswerte, relevante Fachliteratur, die Ergebnisse der wirtschaftlichen Analyse und insb. auf die Stellungnahmen der betroffenen Stakeholdergruppen zurückgreifen. Dabei ist ein möglichst weitgehender Konsens der Stakeholdergruppen bezüglich der Einschätzung des volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials anzustreben.

Wichtige Einflussfaktoren der Beeinträchtigung<sup>198</sup> von Stakeholdern und damit des volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials sind:

1. **Beeinträchtigung der gewerblichen Kunden der Wasserdienstleistungen (Indirekteinleiter)** aufgrund der Umlage der Maßnahmenkosten der Wasserdienstleistungen und den daraus resultierenden Wettbewerbsnachteilen (Evaluierung von Stellungnahmen der Betroffenen)
2. **Beeinträchtigung von Direkteinleitern** durch durchzuführende Maßnahmen und den daraus resultierenden Wettbewerbsnachteilen sowie Opportunitätskosten aufgrund von Nutzungseinschränkungen, (Evaluierung von Stellungnahmen der Betroffenen)<sup>199</sup>
3. **Beeinträchtigung einzelner Wassernutzungen** durch Maßnahmenkosten (z. B. Fischtreppe) und/oder Nutzungseinschränkungen (Opportunitätskosten), inkl. Eingriffe in bestehende Siedlungsstrukturen (Evaluierung von Stellungnahmen der Betroffenen)
4. **Regionale bzw. nationale Belastung der öffentlichen Haushalte** unter Berücksichtigung von Steuereffekten und sonstigen fiskalische Wirkungen (z.B. Veränderung von Transferzahlungen)
5. **Nicht wasserbezogene ökologische Wirkungen**, v. a. Klima, Biodiversität, sonstige Umweltwirkungen, wie Flächenverbrauch (Bewertung z. B. durch Befragungen, aber auch nicht-monetär, z. B. Äquivalenzziffern, Ökobelastungspunkte, Eco Indicator etc.)

---

<sup>198</sup> Hierbei ist zu beachten, dass sich die Faktoren 4 bis 6 und insb. 7 u. U. auch positiv auf einzelne oder alle Stakeholdergruppen auswirken können und somit akzeptanzfördernd auswirken.

<sup>199</sup> Der Sektor Industrie kann sowohl als Direkteinleiter als auch als Wassernutzer betroffen sein. Belastungen können sich v. a. durch nachträgliche Auflagen zu wasserrechtlichen Erlaubnissen bzw. Bewilligungen, verschärfte Anforderungen bzgl. der Abwasserbehandlung und durch einen notwendigen Rückbau von Anlagen sowie Flächenentsiegelungen im Gewässerbereich ergeben, vgl. Willmann 2003, S. 568.

6. **Regionales bzw. nationales Missverhältnis von Kosten und Nutzen** (v. a. Steuer- und Beschäftigungseffekte). Als Indikator kann eine Kennzahl für die regionale Äquivalenz von Belastung durch Maßnahmenkosten einerseits und positiven Beschäftigungs- und Steuereffekten andererseits herangezogen werden (nur für relative Vorteilhaftigkeit: Welche Maßnahmen (-kombination) führt in der Region, die durch zusätzliche Abgaben belastet wird zu den höchsten Beschäftigungs- und Steuereffekten bzw. regionaler Wertschöpfung, Abwägung gegen die absolute Höhe der Maßnahmenkosten)
7. **Intangible Wirkungen** (z.B. Know-How-Zuwachs, Imagegewinn) und sonstige Wohlfahrtsveränderungen (z.B. Veränderung des Freizeit- und Erholungswertes, Zeitersparnisse), verbal-argumentative Bewertung sinnvoll

Um eine Grobklassifizierung durchführen zu können, muss die Expertenrunde sich ein Gesamturteil bezüglich der genannten Faktoren bilden. Hierzu wird ein **Prinzip des kleinsten gemeinsamen Nenners** angewendet, d. h. sobald ein Faktor eine Bedingung nicht erfüllt, wird die Alternative in eine höhere Konfliktpotenzialstufe eingeordnet.

Die Systematik der Einstufung sowie die Visualisierung der Einstufung anhand einer intuitiven Farbcodierung für einen übersichtlichen grafischen Vergleich der Alternativen sind in Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 4: Einstufung des (sonstigen) volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials

Volkswirtschaftliches Konfliktpotenzial (Expertenurteil)	Farbcodierung	Bedingung
<b>Gering</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>• keiner der genannten Faktoren wirkt sich in relevantem<sup>200</sup> Umfang negativ aus und</li> <li>• alle Einschätzungen unterliegen zudem einem geringen Unsicherheitsgrad</li> </ul>
<b>Mäßig</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>• einer oder mehrere der Faktoren wirken sich in relevantem Umfang negativ aus oder</li> <li>• Einschätzungen unterliegen einer mittleren Unsicherheit</li> </ul>
<b>Hoch</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Belastung wettbewerbsintensiver <i>und zugleich</i> wasserintensiver<sup>201</sup> Industrien in relevantem Umfang<sup>202</sup> oder</li> <li>• Belastung von <i>subventionierten</i> Sektoren<sup>203</sup> (v. a. Landwirtschaft, EEG-geförderte Wasserkraft, Steinkohlebergbau) in relevantem Umfang oder</li> <li>• <i>Überdehnung</i> der Kostentragfähigkeit eines öffentlichen Haushaltes oder</li> <li>• Eingriffe in die Siedlungsstruktur in relevantem Umfang oder</li> <li>• hoher Unsicherheitsgrad bezüglich der Einschätzung eines oder mehrerer Faktoren</li> </ul>

<sup>200</sup> Hierdurch sollen Bagatellfälle aus volkswirtschaftlicher Sicht ausgeschlossen werden, die über Entschädigungen im Einzelfall lösbar sind.

<sup>201</sup> Bspw. Nahrungsmittelindustrie und Textilindustrie.

<sup>202</sup> Eine Abschätzung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit in einem Industriesektor wird auch im Rahmen der Integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung vorgenommen, vgl. UBA 2005, S. 51-76. Die dort vorgestellte Methodik basiert auf den Faktoren Industriestruktur, Marktstruktur, Belastbarkeit und Dauer der Maßnahmenumsetzung.

<sup>203</sup> Hierbei liegen die Annahmen zugrunde, dass (1.) der Erhaltung der subventionierten Sektoren in einem übergeordneten gesellschaftlichen Interesse ist und dass (2.) die Subventionierung in ihrer derzeitigen Höhe so bemessen ist, dass eine zusätzliche relevante Kostenbelastung durch die WRRL den Subventionszweck gefährden würde. Die Umsetzung der WRRL sollte jedoch zum Anlass genommen werden, die Gültigkeit der beiden Annahmen bei den betroffenen subventionierten Sektoren zu überprüfen.

Anhand des sozioökonomischen Belastungsprofils soll im nächsten Schritt eine Auswahl dominanter Alternativen getroffen werden.

#### **4.4.3 Gegenüberstellung der Alternativen im Kosten- Diagramm und Akzeptanz-Diagramm**

Zur Entscheidungsunterstützung im weiteren Auswahlprozess werden die im Rahmen der Maßnahmenentwicklung bestimmten Alternativen dem Zeitpunkt der wahrscheinlichen Zielerreichung und ihrem zuvor ermittelten sozioökonomischen Belastungsprofil nach grafisch angeordnet. Wie bereits beschrieben lassen sich aus den originären technischen Alternativen weitere Varianten ableiten. Lässt sich eine originäre Alternative kostenmindernd (in Bezug auf die betriebswirtschaftlichen Kosten, das Erschwinglichkeitsmaß Q oder das volkswirtschaftliche Konfliktpotenzial) zeitlich strecken, ergeben sich also jeweils eine Variante für die Erfüllungszeiträume 2015, 2021 und 2027.

Die grafische Anordnung der Alternativen (bzw. Varianten) ermöglicht neben einem übersichtlichen Vergleich aller Alternativen auch die Visualisierung von Handlungsfeldern in Bezug auf die Inanspruchnahme von Fristverlängerungen und weniger strengen Bewirtschaftungszielen.

Der grafische Vergleich der Alternativen auf Basis der Komponenten ihres sozioökonomischen Belastungsprofils erfolgt über zwei Diagramme: das Kosten-Diagramm und das Akzeptanzdiagramm. Zur Auswahl einer Maßnahmenkombination muss eine konsistente Entscheidung auf Basis beider Diagramme erfolgen. Um die Lokalisierung einer Alternative in beiden Diagrammen zu ermöglichen, werden die Alternativen alphanumerisch gekennzeichnet und ihre Position in den Diagrammen durch die jeweilige Nummer markiert, wobei die Farbe der Nummer im Akzeptanz-Diagramm das volkswirtschaftliche Konfliktpotenzial signalisiert.<sup>204</sup>

Das *Kosten-Diagramm* (vgl. Abbildung 17) visualisiert dabei die relative Vorteilhaftigkeit der Alternativen auf Basis der betriebswirtschaftlichen Kosten, der ersten Komponente des sozioökonomischen Belastungsprofils (Ö 2.1). Auf der Zeitachse wird für

---

<sup>204</sup> Darüber hinaus kann eine Unterscheidung von originären Alternativen und Varianten erfolgen, indem die Nummerierung der originären Alternativen durch Buchstaben ergänzt wird, z. B. Alternative „3c“ als Variante „c“ der originären Alternative „3“.

die jeweiligen Alternativen der Erfüllungszeitraum<sup>205</sup> abgetragen, zu dem die Bewirtschaftungsziele durch das Maßnahmenbündel voraussichtlich erreicht werden. Der hier abgetragene wahrscheinliche Erfüllungszeitraum beruht auf einer Experteneinschätzung. Je nach Verfügbarkeit von Informationen bezüglich des Wahrscheinlichkeitsprofils der zeitlichen Wirkung der Maßnahmen kann hierbei ein quantitativer Schwellenwert für eine hinreichende Wahrscheinlichkeit der Zielerreichung (z. B. 90%) oder nur eine qualitative Einschätzung i. S. V: *wahrscheinlich* oder *sehr wahrscheinlich* zugrunde gelegt werden.<sup>206</sup> Dies muss aber für alle Alternativen einheitlich geschehen.

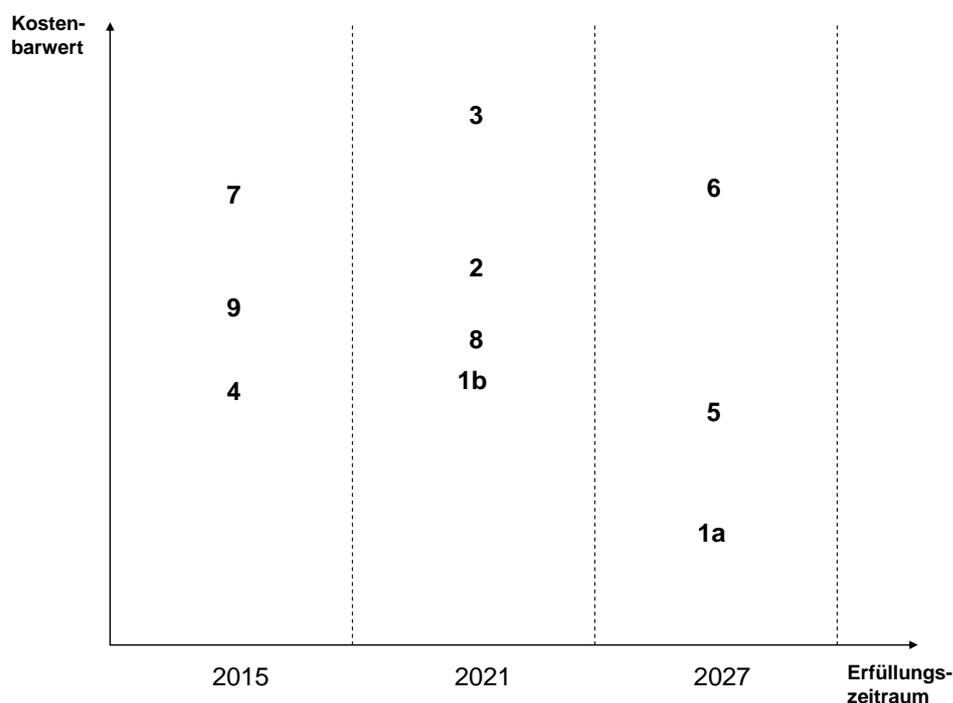


Abbildung 17: Kosten-Diagramm

Das *Akzeptanz-Diagramm* (vgl. Abbildung 18) ergänzt die betriebswirtschaftliche Betrachtung der relativen Vorteilhaftigkeit um volkswirtschaftliche Aspekte und ist v. a. das Instrument zur integrativen Betrachtung von Maßnahmenauswahl und Begründung von Ausnahmetatbeständen (**Ö 2.2**).

<sup>205</sup> Durch die Vorgabe fixer Bilanztermine ist es unerheblich, wann genau innerhalb eines Erfüllungszeitraums eine Alternative die Ziele erfüllt, daher ist innerhalb eines Intervalls immer die kostengünstigste Alternative zu wählen.

<sup>206</sup> Vgl. Wahrscheinlichkeitsabschätzung bei UBA 2004, S. 58.

Auf der Ordinate wird das Erschwinglichkeitsmaß  $Q$  inkl. der URK respektive der umgelegten betriebswirtschaftlichen Kosten des jeweiligen Maßnahmenbündels abgetragen. Des Weiteren werden diejenigen im Rahmen der Maßnahmenentwicklung ermittelten Alternativen mit Übererfüllungspotenzial bspw. durch einen Kreis markiert, um anhand ihrer Position in den Diagrammen, erste Rückschlüsse auf die notwendige Höhe einer Kompensation durch ein Unterliegergebiet ziehen zu können, wenn ein solche anstatt der aus Sicht des Planungsgebietes vorteilhafteste Alternative umgesetzt werden soll. Diese sind von den folgenden Selektionsschritten ausgenommen.

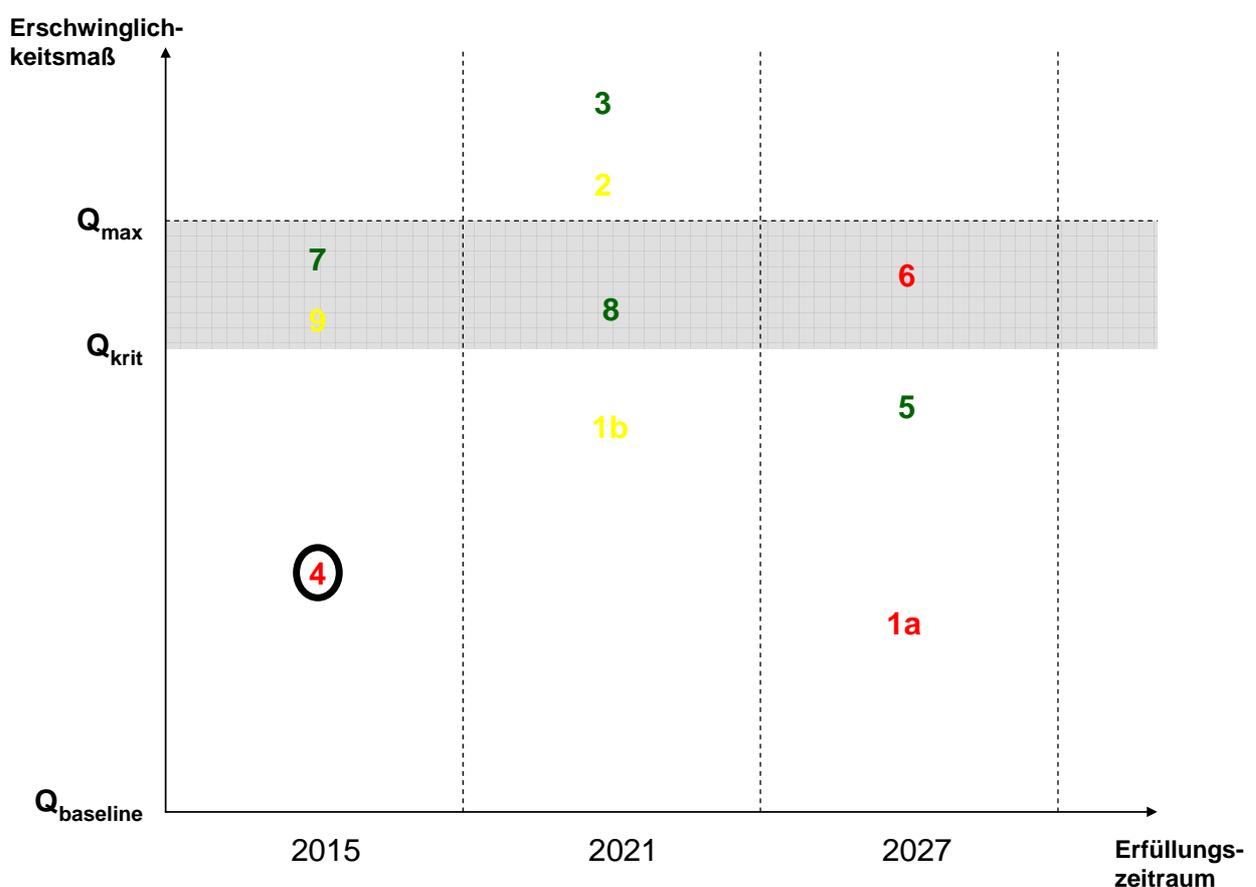


Abbildung 18: Akzeptanz-Diagramm

#### 4.5 Auswahlentscheidung

Um die Auswahlentscheidung – insb. bei einer schwer übersehbaren Vielzahl von Alternativen bzw. Varianten – zu erleichtern, ist im Akzeptanz-Diagramm zunächst eine Bereinigung der zur Auswahl stehenden Alternativen anhand eines automatisierbaren Selektionsalgorithmus sinnvoll (**Ö 3**). Bei der Durchführung des Selektions-

algorithmus wird grundsätzlich die Auswahl einer bis 2015 wirksamen Alternative angestrebt. Dabei ist jedoch das Konzept in den Kapitel 3.4.2 und 4.2 eingeführte Konzept der relativen Unverhältnismäßigkeit zu beachten. Demnach ist eine Fristverlängerung dadurch vereinfacht zu rechtfertigen, dass eine Alternative mit einer niedrigeren Einstufung bzgl. des (sonstigen) volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials realisiert werden kann.

Zur Aussonderung der absolut oder relativ unverhältnismäßigen Alternativen folgt der automatisierbare Algorithmus folgenden Regeln:

- 1 Eliminiere alle Alternativen mit  $Q > Q_{\max}$  (absolute Unverhältnismäßigkeit, politische Festlegung der Erschwinglichkeitsgrenze). Betrifft dies alle Alternativen, sind die in Abbildung 16 dargestellten Handlungsoptionen zu prüfen.
- 2 Eliminiere alle Alternativen, die ein höheres Q aufweisen als eine Alternative mit geringem volkswirtschaftlichem Konfliktpotenzial, die bis 2015 wirkt.
- 3 Eliminiere alle Alternativen, die ein höheres Q aufweisen als eine Alternative mit geringem volkswirtschaftlichem Konfliktpotenzial, die bis spätestens 2027 wirkt.
- 4 Eliminiere alle Alternativen, die ein höheres Q und ein höheres volkswirtschaftliches Konfliktpotenzial aufweisen als eine Alternative mit mäßigem volkswirtschaftlichem Konfliktpotenzial, die bis 2015 wirkt.
- 5 Eliminiere alle Alternativen, die ein höheres Q *und* ein höheres volkswirtschaftliches Konfliktpotenzial aufweisen als eine Alternative mit mäßigem volkswirtschaftlichem Konfliktpotenzial, die bis spätestens 2027 wirkt.

Im Idealfall kann eine einzelne **dominante, d. h. den anderen Alternativen eindeutig überlegene, Alternative** identifiziert werden. In den meisten Fällen wird sich jedoch keine eindeutig dominante Alternative identifizieren lassen, wie sich auch anhand der im Akzeptanz-Diagramm (Abbildung 18) beispielhaft dargestellten Alternativen zeigt. Abbildung 19 zeigt das Ergebnis des Selektionsalgorithmus für diese Alternativen.

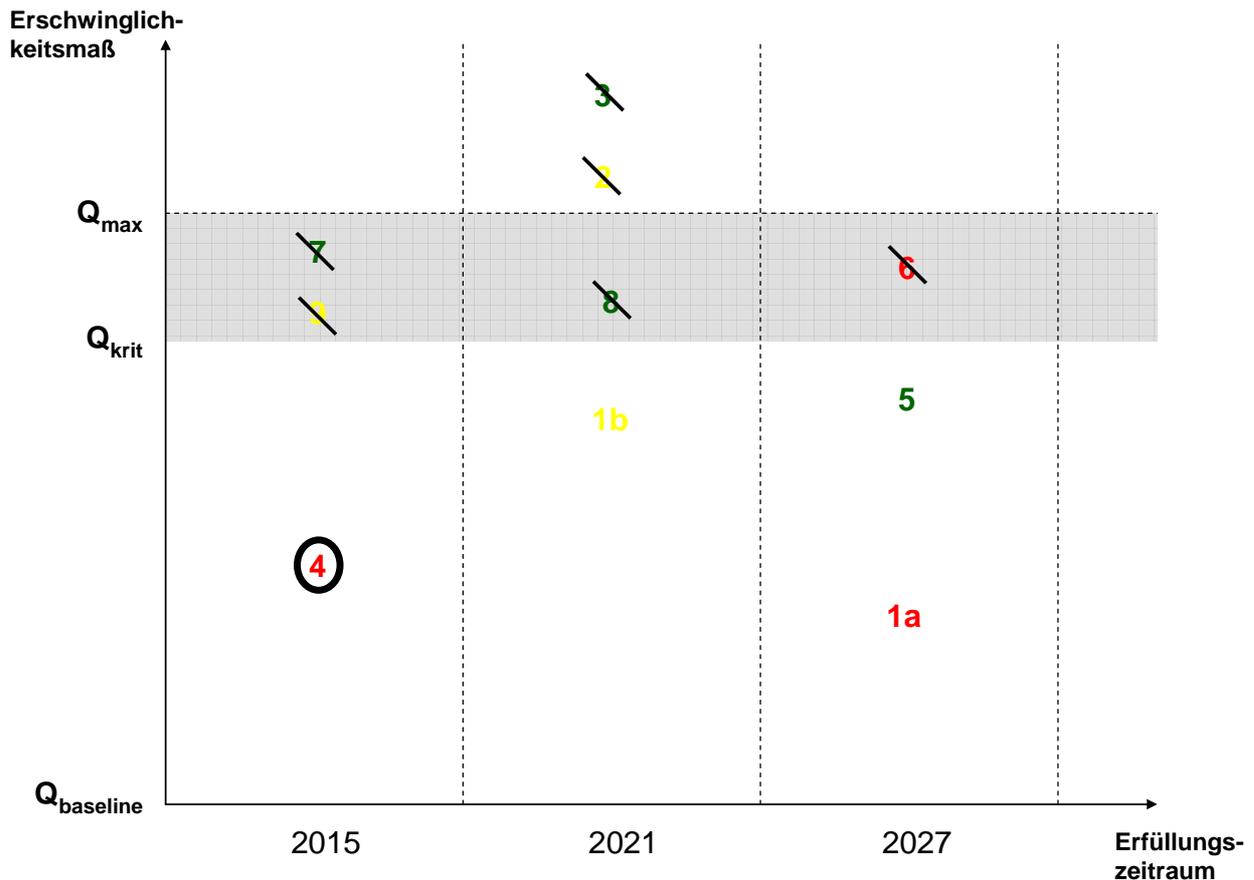


Abbildung 19: Beispielhaftes Ergebnis des Selektionsalgorithmus

Im Fall des Beispiels verbleiben die Alternativen 4, 1a, 1b und 5. Die Alternativen 1b und 5 weisen zwar ein geringeres volkswirtschaftliches Konfliktpotenzial als die Alternative 4 auf, sie führen jedoch zu einer größeren Beeinträchtigung der Erschwinglichkeit der Wasserdienstleistungen für private Haushalte. Außerdem bietet Alternative 4 ein Übererfüllungspotenzial im Hinblick auf Unterliegergebiete. Insofern ist keine eindeutige Dominanz gegeben und eine Abwägung der Faktoren vorzunehmen, um die kosteneffizienteste Maßnahmenkombination für das Planungsgebiet zu bestimmen (**Ö 4**).

Prinzipiell kann diese Abwägung, insb. bei großen Unterschieden bzgl. der Erschwinglichkeit, auch als Experteneinschätzung erfolgen. Die Abwägung sollte jedoch in jedem Fall begründet und dokumentiert werden, insb. wenn mit der Auswahl eine Fristverlängerung verbunden ist. Es kann jedoch auch eine Verbesserung der Entscheidungsgrundlage erforderlich sein. In diesem Fall muss ein detaillierterer Vergleich der Alternativen vorgenommen werden. Eine Verbesserung der Entscheidungsqualität ist insb. bei Alternativen mit hohem volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzial sinnvoll. Hierbei ist v. a. die Unsicherheit bei der Einstufung des volkswirtschaftli-

chen Konfliktpotenzials zu beachten. Sollten nach Anwendung der Selektionsregeln nur Alternativen mit großem volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzial verbleiben, ist zur Verbesserung der Entscheidungsqualität in jedem Fall ein detaillierter Vergleich, ggf. sogar eine vollständige KNA durchzuführen, um erstens die relativ vorteilhafte Alternative zu identifizieren und zweitens zu prüfen, ob diese nicht aufgrund ihres volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials aus volkswirtschaftlicher Perspektive unverhältnismäßig teuer ist.

Liegen verbleibende Alternativen im Grenzbereich, sind diese ebenfalls genauer, bspw. anhand von Sensitivitätsuntersuchungen zu prüfen, um eine Unverhältnismäßigkeit mit höherer Sicherheit auszuschließen. Hierzu kann bspw. eine Klassifizierung der entscheidungsrelevanten Faktoren nach ihrer Unsicherheit und ihrem Einfluss auf das Ergebnis erfolgen, so dass sich die Sensitivitätsanalysen auf Faktoren mit hoher Unsicherheit und großem Einfluss auf das Ergebnis (bspw. dem Diskontierungszinssatz) konzentrieren können. Mitunter empfiehlt sich dabei die Ermittlung kritischer Werte für diese Faktoren, bis zu denen das Entscheidungsergebnis stabil bleibt. Sensitivitätsanalysen und Szenarien sind auch zu empfehlen, wenn Alternativen z. B. bzgl. der Erschwinglichkeit sehr nahe beieinander liegen. Hierzu kann eine detailliertere Gegenüberstellung der Alternativen bspw. durch disaggregierte Darstellung der entscheidungsrelevanten Faktoren des sonstigen volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzials in Form eines Snowflakediagramms erfolgen. Auf dieser Basis muss dann eine begründete und transparente Abwägung erfolgen.

Konnte im Akzeptanz-Diagramm direkt eine dominante Alternative identifiziert werden oder wird bei nicht eindeutiger Dominanz eine Alternative auf Basis von ggf. detaillierteren Abwägungen favorisiert, ist abschließend noch ein Konsistenzcheck mit dem Kosten-Diagramm durchzuführen. Da geringere betriebswirtschaftliche Kosten tendenziell auch zu einer geringeren Beeinträchtigung der Erschwinglichkeit sowie einem geringeren volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzial führen, ist i. d. R. eine Konsistenz zur Entscheidung auf Basis des Akzeptanz-Diagramms zu erwarten. Erscheint aber auf Basis des Kosten-Diagramms eine andere Alternative etwas vorteilhafter, sollte die Entscheidung primär an dem Ergebnis des Akzeptanz-Diagramms ausgerichtet werden, da dieses die Akzeptanz der betroffenen Stakeholdergruppen auf eine *gerechten Lastenteilung* und damit letztlich auf die Umsetzbarkeit des Maßnahmenprogramms abzielt. Beispielsweise könnten die etwas geringeren betriebswirtschaftlichen Kosten einer Alternative massiv ungerecht verteilt sein, so dass ins-

gesamt keine Akzeptanz der Alternativenauswahl erzielt werden kann. Nur wenn sich gravierende Widersprüche ergeben, sollte eine Überprüfung der Ergebnisse stattfinden, da eine gravierende Inkonsistenz bspw. auf Fehler bei der Ermittlung der Komponenten des sozioökonomischen Belastungsprofils hindeuten könnte.

Letztendlich müssen die Abwägung und die endgültige Entscheidung bei der Auswahl eines Maßnahmenprogramms (**Ö 5**) zu einem gewissen Maß auf Erfahrung und Intuition der Entscheidungsträger basieren. Um die Entscheidung für die betroffenen Stakeholdergruppen intersubjektiv nachvollziehbar zu machen, ist die Transparenz der Entscheidung durch eine sorgfältige Dokumentation zu gewährleisten.

## 5 Fazit

Wesentliche Ziele der WRRL sind der Schutz der aquatischen Ökosysteme sowie die Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung. Das angestrebte einheitliche Schutzniveau der Gewässer in Europa zielt dabei auch auf die Vermeidung von Wettbewerbsnachteilen zwischen den Mitgliedsstaaten ab. Zur Erreichung der Umweltziele fordert die WRRL die explizite **Integration ökonomischer Ansätze, Prinzipien und Instrumente**.

Ziel dieser Untersuchung war daher die **konzeptionelle Entwicklung von Methoden** für die **ökonomische Begründung von Ausnahmetatbeständen** nach Art. 4 Abs. 4 und Abs. 5 WRRL aufgrund von unverhältnismäßig hohen Kosten, zur **Ermittlung von umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten (URK)** im Rahmen der Kostendeckung gemäß Art. 9 WRRL sowie zur **Auswahl eines kosteneffizienten Maßnahmenprogramms** gemäß Art 11 i. V. m. Anhang III WRRL.

Als Voraussetzung zur konzeptionellen Erarbeitung von Methoden für die wirtschaftlichen Aspekte der WRRL konnten pragmatische Konkretisierungen wichtiger Begriffe, insb. des Begriffs der URK, erarbeitet werden. Es wurde gezeigt, dass es für eine **praktikable Umsetzung des Kostendeckungsprinzips** sinnvoll ist, URK als Begriffspaar zu verwenden und dabei die weiter gefasste Definition von UK der WATECO zugrunde zu legen. Für eine flächendeckende Ermittlung von URK kann am ehesten ein **kostenorientierter Ansatz** belastbare und mit vertretbarem Aufwand ermittelbare Schätzwerte liefern.

Eine Begründung von Ausnahmetatbeständen aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten muss auf die Gewährleistung einer hinreichenden **Akzeptanz des Maßnahmenprogramms durch die betroffenen Anspruchsgruppen** abzielen. Diese ist unwahrscheinlich, wenn ein signifikantes **Missverhältnis von Kosten und Nutzen**, eine **Kostenbelastung von Betroffenen über ihre Tragfähigkeit hinaus** oder eine als ungerecht empfundene **Kostenbelastung** aufgrund einer groben **Missachtung des Verursacherprinzips** vorliegt. Ein mögliches Maßnahmenprogramm muss also im Hinblick auf jeden dieser verschiedenen Aspekte von Unverhältnismäßigkeit hin untersucht werden. Hierzu wurden pragmatische Methoden vorgestellt. Diese reichen von **Plausibilitätsüberlegungen** und **Expertenurteilen** auf Basis von **Diskussionen mit den Stakeholdergruppen** bis zu **Kosten-Nutzen-Abwägungen auf Basis**

**ausgewählter Indikatoren.** Das Instrument der **Kosten-Nutzen-Analyse** ist aufgrund des damit verbundenen Aufwands nur im Ausnahmefall anzuwenden.

Des Weiteren hat sich gezeigt, dass eine separate methodische Behandlung der verschiedenen wirtschaftlichen Aspekte nicht zielführend ist. Zur Minimierung des Planungsaufwandes sowie zur Erhöhung der Akzeptanz des Planungsergebnisses muss vielmehr ein konsistenter Gesamtansatz verfolgt werden. Hierzu wurde mit der **Integrierten Maßnahmenplanung** ein iterativer Optimierungsprozess für die konzeptionelle Maßnahmenplanung auf Ebene handhabbarer Planungsgebiete erarbeitet. Der Vergleich der Kosteneffizienz von alternativen Maßnahmenkombinationen impliziert grundsätzlich eine gleiche Effektivität im Hinblick auf die Umweltziele der WRRL. Abweichungen von dieser Effektivität sind nur im Zusammenhang mit einer Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen zulässig.

Ausgehend von den **relevanten Rahmenbedingungen** aus der Bestandsaufnahme, der Konkretisierung der Bewirtschaftungsziele sowie möglicher unterstützender Instrumente der Umweltpolitik verringert eine **zweckmäßige Vorauswahl von Maßnahmenkombinationen** von technischer Seite den Aufwand der sich anschließenden ökonomischen Bewertung. Die anschließende integrierte ökonomische Bewertung bezieht sich gleichermaßen auf die relative Vorteilhaftigkeit (Kosteneffizienz) und die absolute Vorteilhaftigkeit (Verhältnismäßigkeit) alternativer Maßnahmenkombinationen. Dies kann pragmatisch anhand eines **ökonomischen Belastungsprofils** der Alternativen erfolgen, welches aus den drei Komponenten betriebswirtschaftliche Maßnahmenkosten, (Beeinträchtigung der) Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen für private Haushalte sowie dem (sonstigen) volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzial besteht. Über die Erschwinglichkeit der Wasserdienstleistungen, die im Hinblick auf eine nachhaltige Versorgung mit Wasserdienstleistungen eine große politische Bedeutung besitzt, kann dabei anhand des einfachen Erschwinglichkeitsmaßes  $Q$  auf die Kostentragfähigkeit privater Haushalte im Hinblick auf Maßnahmen der WRRL geschlossen werden, während das **(sonstige) volkswirtschaftliche Konfliktpotenzial** auf die Kostentragfähigkeit sonstiger betroffener Sektoren abzielt.

Neben der Frage der Ausgestaltung der Bewirtschaftungsziele ist auch die Frage der Kostenträgerschaft entscheidend im Hinblick auf eine *gerechte Lastenteilung*. Die Frage der Kostenträgerschaft beschäftigt sich mit der konkreten Umsetzung bzw. Umsetzbarkeit des Verursacherprinzips. Im Kontext der WRRL gilt es dabei auch, im

Rahmen der Maßnahmenplanung die Prinzipien des Verursacherprinzips und der Kosteneffizienz zu vereinbaren, damit die Last letztendlich beim Verursacher oder ggf. einem Nutznießer liegt und nicht dort, wo sich Maßnahmen günstig umsetzen lassen. Hierfür sollten über den geforderten angemessenen Beitrag der Wassernutzungen hinaus detailliertere Kompensationsmechanismen zur Vereinbarung dieser beiden Prinzipien entwickelt werden.

Schließlich sind auch Aussagen zur Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen begrenzt, soweit sie sich auf das einfache Erschwinglichkeitsmaß  $Q$  beziehen, welches eine Durchschnittsbetrachtung der Haushalte vornimmt. Belastbarere Hinweise auf die sozialen Implikationen der Umsetzung der WRRL können gewonnen werden, wenn sozial differenziertere Betrachtungen, etwa im Hinblick auf die unteren Einkommensgruppen vorgenommen werden.

In einer weiterführenden Anwendung könnte die vorgestellte Methodik als leistungsfähiges Planungsinstrument dienen, das einen wichtigen Beitrag zur transparenten Bestimmung von Bewirtschaftungszielen leisten kann.

## Literaturverzeichnis

- Adamowicz, Wiktor L.; Louviere, Jordan; Williams, Michael (1994): Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities, in: Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 26, S. 271-292.
- Alberini, Anna; Kahn, James R. (2006): Handbook on contingent valuation, Cheltenham.
- Andreu, Joaquín; Velázquez, Manuel; Collazos, Guillermo (2005): Methodology and Tools for integrated Assessment of Resource and Environmental Requirement Costs, Workshop Proceedings, Paris.
- ATV-DVWK (Hrsg.) (2001): Optimierung des Mitteleinsatzes bei der Sanierung von Fließgewässern, Hennef.
- Bateman, Ian J.; Carson, Richard T., Day, Brett; Hanemann, Michael; Hanley, Nick; Hett, Tannis; Jones-Lee, Michael; Loomes, Graham; Mourato, Susana; Ozdemiroglu, Ece; Pearce, David W.; Sugden, Robert; Swanson, John (Hrsg.) (2002): Economic Valuation with Stated Preference Techniques. A Manual. Cheltenham, Northampton.
- Bateman, Ian J.; Willis, Kenneth G. (Hrsg.) (1999): Valuing Environmental Preferences. Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries, Oxford.
- Boardman, Anthony E.; Greenberg, David H.; Vining, Aidan R.; Weimer, David L. (2006): Cost-Benefit-Analysis. Concepts and Practice, 3. Aufl., Upper Saddle River.
- Böhm, Eberhard; Hillenbrand, Thomas; Liebert, Joachim; Schleich, Joachim; Walz, Rainer (2002): Kostenwirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz, in: UBA Texte 12/02, Berlin.
- Borchardt, Dietrich; Völker, Jeanette; Willecke, Jörg (2003): Vorläufige Identifizierung erheblich veränderter Wasserkörper im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Methoden, Kriterien und Ergebnisse am Beispiel des staugeregelten Mains, in: WaWi 11/2003, S. 39-44.

- Borkey, Peter (2006): Keeping Water Safe to Drink, OECD Policy Brief March 2006, Paris.
- Bosenius, Udo (2001): Die Wasserrahmenrichtlinie, in: Wasser & Boden, 53. Jg., H. 1+2, S. 27-32.
- Boyle, Kevin J. (2003): Introduction to Revealed Preference Methods, in: A Primer on Nonmarket Valuation, Champ, Patricia A.; Boyle, Kevin J.; Brown, Thomas C., Dordrecht, S. 259-267.
- Brackemann, Holger; Ewens, Hans-Peter; Interwies, Eduard; Kraemer, R. Andreas, Quadflieg, Arnold (2002): Die wirtschaftliche Analyse nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie, in: Wasser und Abfall, 4. Jg., H. 3, S. 38-43.
- Brouwer, Roy (2000): Environmental Value transfer: state of the art and future prospects, in Ecological Economics, Vol. 32, Issue 1, p. 137-152.
- Brouwer, Roy (2004): The concept of environmental and resource costs; Lessons learned from ECO2, in: Brouwer, Roy; Strosser, Pierre (Hrsg.): Environmental and Resource costs and the Water Framework Directive. An overview of European practices, RIZA Working Paper 2004.112x, Amsterdam, S. 3-12.
- Brouwer, Roy; Spaninks, Frank A. (1999): The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing, in: Environmental and Resource Economics, Vol. 14, No. 1, S. 95-117.
- Brouwer, Roy; Strosser, Pierre (2004): Environmental and Ressource Costs and the Water Framework Directive – An overview of European practices, RIZA Working Paper 2004.112x, Amsterdam.
- Bund der Steuerzahler (2006): Übersicht über die Abwassergebühren der Kommunen in NRW 2005, [http://www.steuerzahler-nrw.de/download/abwassergeb06\\_anlage1.pdf](http://www.steuerzahler-nrw.de/download/abwassergeb06_anlage1.pdf), Abruf am 25.01.2007.
- Bundesministerium des Inneren (Hrsg.) (1973): Das Verursacherprinzip – Möglichkeiten und Empfehlungen zur Durchsetzung. Umweltbrief Nr. 1, Bonn.

- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2004): Die Wasserrahmenrichtlinie – Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa, Langfassung, Berlin.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Umweltbundesamt (Hrsg.) (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland, Berlin.
- Champ, Patricia A.; Boyle, Kevin J.; Brown, Thomas C. (Hrsg.) (2003): A Primer on Nonmarket Valuation, Dordrecht.
- Common Implementation Strategy (Hrsg.) (2005): Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie – Zusammenfassung und Hintergrundpapier.
- Congress of the United States - Congressional Budget Office (Hrsg.) (2002): Future Investment in Drinking Water and Wastewater Infrastructure, Washington D.C.
- Courtecuisse, Arnaud (2005): Water Prices and Households' Available Income: Key Indicators for the Assessment of Potential Disproportionate Costs – Illustration from the Artois-Picardie Bassin (France), IWG-Env, International Work Session on Water Statistics Proceedings, Wien.
- D'Arge, Ralph C.; Shogren, Jason F. (1988): Non market assets prices: a comparison of three valuation approaches, in: Folmer, Henk; van Ierland, Ekko C. (1988) (Hrsg.): Valuation methods and policy making in environmental economics, Amsterdam.
- Dehnhardt, Alexandra; Hirschfeld, Jesko (2005): Ökonomische Bewertung kann Kosten und Konflikte reduzieren, in: Ökologisches Wirtschaften 2/2005, S. 31-32.
- DG ECO 2 – Common Implementation Strategy Working Group 2 B (Hrsg.) (2004): Assessment of Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive. Information Sheet prepared by DG ECO2. o. O.. [http://dqa.inag.pt/dqa2002/port/docs\\_apoio/doc\\_int/09/Environmental-and-ResourceCosts.pdf](http://dqa.inag.pt/dqa2002/port/docs_apoio/doc_int/09/Environmental-and-ResourceCosts.pdf), Abgerufen am 22.1.2007.
- EGLV – Emschergenossenschaft/Lippeverband (2002): Flussgebietsplan Emscher – Stand: September 2002. Unveröffentlicht, Essen.

- EGLV – Emschergenossenschaft/Lippeverband (2004): Strategisches Handlungskonzept Hüller Bach. Abschlussbericht. Phase 3b und 4: Lösungskonzepte und Maßnahmen. Gesamtfazit des Projekts. Unveröffentlicht, Essen.
- EGLV – Emschergenossenschaft/Lippeverband (2005): Quantifizierung des Einflusses von Stoffquellen (gefährliche Stoffe) auf die zukünftigen wasserwirtschaftlichen Verhältnisse im Emschergebiet – Phase 1. Unveröffentlicht, Essen.
- EGLV – Emschergenossenschaft/Lippeverband (2006): Trockenwetterlängsschnitt der Emscher. Unveröffentlicht, Essen.
- Emschergenossenschaft (Hrsg.) (2006): Data and Facts, Essen.
- Endres, Alfred; Holm-Müller, Karin (1998): Die Bewertung von Umweltschäden. Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren, Stuttgart, Berlin, Köln.
- Ernstberger, Hans; Linnenweber, Christoph; Fischer, Jochen (2003): Ermittlung signifikanter Belastungen – Anwendung der LAWA-Signifikanzkriterien, in: WaWi 7-8/2003, S. 20-23.
- Evans, David. J. (2006): Social Discount Rates for the European Union, Working Paper No. 2006-20, Mailand.
- Fankhauser, Samuel; Tepic, Sladjana (2005): Can poor consumers pay for energy and water? An affordability analysis for transition countries, European Bank for Reconstruction and Development Working Paper No. 92, London.
- Faucheux, Sylvie; Noël, Jean-François (2001): Ökonomie natürlicher Ressourcen und der Umwelt, Marburg.
- Folmer, Henk; van Ierland, Ekko C. (1988) (Hrsg.): Valuation methods and policy making in environmental economics, Amsterdam.
- Frederick, Shane; Loewenstein, George; O'Donoghue, Ted (2002): Time Discounting and Time Preference: A Critical Review, in Journal of Economic Literature, Vol. 40, S. 351-401.
- Freeman, A. Myrick (2003): The Measurement of Environmental and Resource Values, 2. Aufl., Washington.

- Fries, Susanne; Nafu, Issa I. (2006): Das Kostendeckungsprinzip – und die unbeantwortete Frage nach der richtigen Methodik, in: KA, 53. Jg., Nr. 2, S. 154-159.
- Fritsch, Michael; Wein, Thomas; Ewers, Hans-Jürgen (2005): Marktversagen und Wirtschaftspolitik, 6. Aufl., München.
- Fuhrmann, Peter (2000): EU-Wasserrahmenrichtlinie, in: GWF-Wasser/Abwasser, 141. Jg., H. 13, S. 34-38.
- Fuhrmann, Peter (2004): Umsetzung der WRRL – Ausrichtung an bewirtschaftbaren Einheiten, in: WaWi 6/2004, S. 3.
- Görlach, Benjamin; Interwies, Eduard (2004): Die Ermittlung von Umwelt- und Ressourcenkosten nach der Wasserrahmenrichtlinie: die Situation in Deutschland, Endbericht Berlin.
- Görlach, Benjamin; Kranz, Nicole; Interwies, Eduard (2005): Vorschlag für eine Methodik zur Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmen (-kombinationen) für die Wasserrahmenrichtlinie, in: GWF-Wasser/Abwasser, 146. Jg. H. 5, S. 412-417.
- Green, Colin; Tunstall, Sylvia (1999): A Psychological Perspective, in: Bateman, Ian J.; Willis, Kenneth G. (Hrsg.): Valuing Environmental Preferences. Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries, Oxford, S. 207-257.
- Groothuis, Peter A. (2005): Benefit Transfer: A Comparison of Approaches, in Growth and Change, Vol. 36, S. 551-564.
- Grünebaum, Thomas; Podraza, Petra; Weyand, Michael (2006): Schritte und Aspekte auf dem Weg zum Maßnahmenprogramm. Kernpunkte der vierten Erfurter Gespräche zur WRRL, in: KA, 53. Jg., S 460-464.
- Günther, Edeltraud (1994): Ökologieorientiertes Controlling – Konzeption eines Systems zur ökologieorientierten Steuerung und empirische Validierung, München.
- Günther, Edeltraud (2000): Ökologiekosten, in: Fischer, Thomas M. (Hrsg.): Kosten-Controlling, Stuttgart, S. 507-538.

- Haab, Timothy C.; McConnell, Kenneth E. (2003): Valuing Environmental and Natural Resources. The Econometrics of Non-Market Valuation, Cheltenham, Northampton.
- Hansjürgens, Bernd; Messner, Frank (2002): Die Erhebung kostendeckender Wasserpreise in der EU-Wasserrahmenrichtlinie, in: Keitz, Stefan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung, Berlin, S. 293-319.
- Hansjürgens, Bernd; Messner, Frank (2006): Erhebung kostendeckender Wasserpreise in der WRRL, in: Rumm, Peter; Keitz, Stefan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung, 2. Auflage, Berlin, S. 399-424.
- Hanusch, Horst (1994): Nutzen-Kosten-Analyse, 2. Aufl., München.
- Heinz, Ingo (2005a): How can the WFD cost categories made more feasible?, Workshop Proceedings (Paris).
- Hensher, David A.; Rose, John M.; Greene, William H. (2005): Applied Choice Analysis. A Primer, Cambridge.
- Hentschel, Jochen (2005): Die europäische Wasserrahmenrichtlinie. Nationale Umsetzungsverpflichtung von Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen, Hamburg.
- Hilgers, Hans Anton; Meißner-Noack, Julia (2006): Die Verwendung des Abwasserabgabeaufkommens für Mittel zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Sachstand, Deutscher Bundestag, Wissenschaftliche Dienste, WF VII G – 098/06, Berlin.
- HMULF Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (2002): Vorläufige Empfehlung für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem in Hessen, Wiesbaden.
- Holzwarth, Fritz; Bosenius, Udo (2002): Die Wasserrahmenrichtlinie im System des europäischen und deutschen Gewässerschutzes, in: Keitz, Stephan von; Schmal-

- holz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie . Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung, Berlin, S. 25-48.
- Interwies, Eduard; Kraemer, R. Andreas (2001): Ökonomische Anforderungen der EU Wasserrahmenrichtlinie. Analyse der relevanten Regelungen und erste Schritte zur Umsetzung, <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wae.pdf>, Abruf am 08.03.2006.
- Interwies, Eduard; Görlach, Benjamin; Strosser, Pierre; Ozdemiroglu, Ece; Brouwer, Roy (2005): The Case for Valuation Studies in the Water Framework Directive, SNIFFER Report, [http://www.sniffer.org.uk/exe/download.asp?sniffer\\_outputs/WFD55.pdf](http://www.sniffer.org.uk/exe/download.asp?sniffer_outputs/WFD55.pdf), Abruf am 03. April 2006.
- Irmer, Ulrich; Rechenberg, Bettina; Keitz, Stephan von (2006): Künstliche und erheblich veränderte Gewässer, in: Rumm, Peter; Keitz, Stefan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung, 2. Auflage, Berlin, S. 483-504.
- Kampa, Eleftheria; Hansen, Wenke (2004): Heavily Modified Water Bodies. Synthesis of 34 Case Studies in Europe, Berlin et al.
- Karl, Helmut (2006): Methodik zur Ableitung von prioritären Maßnahmen des Gewässerschutzes, Entwurf Bochum.
- Keitz, Stephan von (1999): Die Einführung „stark veränderter Gewässer“ in die EU-Wasserrahmenrichtlinie und ihre Auswirkungen auf den Gewässerschutz der BRD, in: Wasser und Boden, 51. Jg., H. 5, S. 14-17.
- Kluge, Thomas (2005): Ansätze zur sozial-ökologischen Regulation der Ressource Wasser – neue Anforderungen an die Bewirtschaftung durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie und Privatisierungstendenzen, netWorks-Papers H. 15, Berlin.
- Kollatsch, Rick-Arne; Kuchler, Andreas; Olbert, Carsten; Hölzl, Konrad (2005): Verfahren zur vorläufigen Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Fließgewässerkörper an Hand von Strukturgütedaten, in: WaWi 3/2005, S. 55-59.

- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (Hrsg.) (2000): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament und den Wirtschafts- und Sozialausschuss. Die Preisgestaltung als politisches Instrument zur Förderung eines nachhaltigen Umgangs mit Wasserressourcen, Brüssel.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (Hrsg.) (2006): Guidance on the Methodology for Carrying out Cost-Benefit Analysis – Working Document No. 4, Brüssel.
- Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik NRW (2006): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen des Landes NRW 2004 – Entstehungsrechnung auf Ebene der Kommunen, <https://www.landesdatenbank-nrw.de>, Abruf am 25.01.2007.
- Lange, Chrisoph (2006): Skript zur Vorlesung „Kostenmanagement“ (UC III) WS 2006/07 der Universität Duisburg-Essen; Campus Essen, 11. Aufl.
- Lange, Christoph; Pianowski, Mathias; Hellinger, Wolf (2006): Der Umbau des Em-scher-Systems – Eine Analyse im Kontext einer nachhaltigen regionalen Entwicklung, Abschlussbericht Essen.
- Lange, Christoph; Martensen, Ove (2004): Environmental Management Accounting, Beiträge zur Umweltwirtschaft und Controlling Nr. 30, Universität Duisburg-Essen.
- LAWA (Hrsg.) (1979): Leitlinien zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen in der Wasserwirtschaft, Stuttgart.
- LAWA (Hrsg.) (1981): Grundzüge der Kosten-Nutzen-Untersuchung, Bremen.
- LAWA (Hrsg.) (2001): Handlungskonzept zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, <http://www.lawa.de/pub/kostenlos/wrrl/Handlungskonzept.pdf>, letzter Abruf am 10.01.2007.
- LAWA (Hrsg.) (2002): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, <http://www.kreisnavigator.de/landkreistag/dlt-aktuell/nachrichten/arbeitshilfe-eg-wasserrichtlinie.pdf>, Abruf am 11.01.2007
- LAWA (Hrsg.) (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, [http://www.lawa.de/pub/kostenlos/wrrl/Arbeitshilfe\\_30-04-2003.pdf](http://www.lawa.de/pub/kostenlos/wrrl/Arbeitshilfe_30-04-2003.pdf), letzter Abruf am 10.01.2007.

- LAWA (Hrsg.) (2005a): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), Berlin.
- Letmathe, Peter (1998): Umweltbezogene Kostenrechnung, Theoretische Grundlagen und praktische Konzepte, München.
- Levin, Henry M.; McEwan, Patrick J. (2001): Cost-Effectiveness Analysis: Methods and applications, 2. Aufl., Thousand Oaks, London, New Delhi.
- LWG, Wassergesetz für das Land NRW vom 11.05.2005, GVBl.NRW.2005, S. 463.
- Männel, Wolfgang (Hrsg.) (1992): Handbuch Kostenrechnung, Wiesbaden.
- Michel, Bernhard; Pejas, Wolfram (2003): Wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung – Kostendeckung der Wasserdienstleistungen, in WaWi 7-8/2003, S. 42-47.
- Michel, Bernhard; Quadflieg, Arnold; Rathje, Britta (2006): Praxis der Wirtschaftlichen Analyse, in: Rumm, Peter; Keitz, Stefan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung, 2. Aufl., Berlin, S. 361-380.
- Middeldorf (1904): Entwurf zur Regelung der Vorflut und Abwasser-Reinigung im Emschergebiet. Fredebeul & Koenen, Essen.
- MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2004): Ergebnisbericht Emscher, Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme, Düsseldorf.
- MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2005): Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Teil 1: Leitfaden zur Bestandsaufnahme, Düsseldorf.
- Mishan, Ezra J. (1988): Cost-Benefit-Analysis, 4. Aufl., London, New York.
- Muthke, Thilo; Elsasser, Peter; Meyerhoff, Jürgen (2001): Benefit Transfer: eine Alternative zur primären Bewertung von Umweltgütern; Die mögliche Rolle kontingenter Bewertungen für die Umweltpolitik, in: Elsasser, Peter (Hrsg.): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern, S. 269-290; S. 309-322.

- Muthke, Thilo (2002): Benefit Transfer: Eine Alternative zur primären Umweltbewertung? Eine empirische Untersuchung zur Prognosequalität nationaler und internationaler Nutzenwertübertragungen, Bonn.
- OECD (Hrsg.) (2003): Social Issues in the Provision and Pricing of Water Services, Paris.
- OECD (Hrsg.) (2006): Cost-Benefit Analysis and the Environment. Recent Developments, Paris.
- Orth, Hermann; Hoppe, Holger; Pecher, Rolf. (2003): Bewertung von Wassernutzungen an der Lippe, in: Siedlungswasserwirtschaft im gesellschaftlichen, wirtschaftlichen und ökologischen Wandel, Band 46, S. 61-92.
- Patt, Heinz; Schrenk, Georg (2004): Freizeit- und Erholungsnutzungen bei der Fließgewässerentwicklung. Aspekte in Verbindung mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie, in: WaWi 6/2004, S. 53-56.
- Pearce, David W.; Turner, R. Kerry (1990): Economics of natural resources and the environment, New York et al.
- Pearce, David W.; Groom, Ben; Hepburn, Cameron; Koundouri, Phoebe (2003): Valuing the Future. Recent advances in social discounting, in: World Economics, Vol. 4, No.2, S. 121-141.
- Petry, Daniel; Bräuer, Ingo; Klauer, Bernd; Rode, Michael; Wagenschein, Dierk (2005): Strukturierung und Unterstützung des Entscheidungsprozesses zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen nach WRRL, in: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, H. 10, S. 89-101.
- Podraza, Petra (2005): Entwicklung von Methoden und Verfahren zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß WRRL (MAKEF), in: Feld, Christian K; Rödiger, Silke; Sommerhäuser, Mario; Friedrich, Günther (Hrsg.): Limnologie aktuell Band 11, Stuttgart, S. 194-203.
- Ready, Richard; Navrud, Stale (2006): International Benefit Transfer: Methods and validity tests, in: Ecological Economics, Vol. 60, S. 429-434.

- Risk & Policy Analysts Ltd. (Hrsg.) (2004): CEA and Developing a Methodology for Assessing Disproportionate Costs, Norfolk.
- Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (2006): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung, 2. Aufl., Berlin.
- Sawkins, John W.; Dickie, Valerie A. (2005): Affordability of Household Water and Sewerage Services in Great Britain, in: Fiscal Studies, Vol. 26, No.2, S. 225-244.
- Schaafsma, Marije; Brouwer, Roy (2006): Overview of existing guidelines and manuals for the economic valuation of environmental and resource costs and benefits, Amsterdam.
- Schaefer, Sigrid (2003): Kostenvergleichsrechnung, in: Horváth, Péter; Reichmann, Thomas (Hrsg.): Vahlens Großes Controlling Lexikon, 2. Aufl., München, S. 423.
- Schaltegger, Stefan; Sturm, Andreas (2000): Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen – Ökologisches Rechnungswesen statt Ökobilanzierung: Notwendigkeit, Kriterien, Konzepte, 3. Aufl., [http://www.ellipson.com/files/ebooks/Schaltegger\\_Sturm\\_Diss.pdf](http://www.ellipson.com/files/ebooks/Schaltegger_Sturm_Diss.pdf), Abruf am 11.01.2007
- Schmitt, Marcel, Schläpfer, Felix; Roschewitz, Anna (2005): Bewertung von Landschaftsveränderungen im Schweizer Mittelland aus Sicht der Bevölkerung: Eine Anwendung der Choice-Experiment-Methode. Birmensdorf.
- Schreiner, Manfred (1992): Auswirkungen einer umweltorientierten Unternehmensführung auf die Kosten- und Leistungsrechnung, in Männel, Wolfgang (Hrsg.): Handbuch Kostenrechnung, Wiesbaden.
- Schulz, Werner F.; Burschel, Carlo; Weigert, Martin M.; Liedtke, Christa; Bohnet-Joschko, Sabine; Kreeb, Martin; Losen, Dirk; Geßner, Christian; Diffenhard, Volker; Maniura, Anja (Hrsg.) (2001): Lexikon Nachhaltiges Wirtschaften, München, Wien.
- Schmidtberger, Jürgen (1992): Soziale und volkswirtschaftliche Kosten, in Männel, Wolfgang (Hrsg.): Handbuch Kostenrechnung, Wiesbaden.

- Spackman, Michael (2006): Social Discount Rates for the European Union: an Overview, Working Paper No. 2006-33, Mailand.
- Spash, Clive L.; Vatn, Arild (2006): Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives, in *Ecological Economics*, 60. Jg., S. 379-388.
- STOWA (2005): EXPLORATORY STUDY FOR WASTEWATER TREATMENT TECHNIQUES AND THE EUROPEAN WATER FRAMEWORK DIRECTIVE. Rapport 2005-34, Utrecht.
- StUA Herten (2001): Emscher-Plus. Projekt zur Langzeit-Untersuchung des Sanierungserfolges, Herten.
- Stupp, H. D. & Paus, L (1999): Migrationsverhalten organischer Grundwasserinhaltsstoffe und Ansätze zur Beurteilung von MNA – In: *Terra Tech 5/1999*, Mainz.
- Surburg, Ulf (2005): Die Umsetzung des SUP-Gesetzes in der wasserwirtschaftlichen Planung, in: *WaWi 11/2005*, S. 10-13.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (1999): Betriebliche Umweltauswirkungen – Ihre Erfassung und Bewertung im Rahmen des Umweltmanagements, Berlin.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2001): Handbuch Umweltcontrolling, 2. Aufl., München.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2002a): Kosten-Wirksamkeitsanalysen von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz – Texte 12-02, Berlin.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2002b): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands – Texte 54-02, Berlin.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2002c): Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragsmengen in die Gewässer in Deutschland – Texte 68-02, Berlin.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie. Handbuch – Texte 02-04, Berlin.

- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2005a): Bericht der Bundesrepublik Deutschland zur Durchführung der Richtlinie 76/464/EWG und Tochterrichtlinien betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft (Zeitraum 2002 – 2004), Dessau.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2005b): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen – Texte 19-05, Dessau.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2005c): Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung BVT-Merkblatt zu ökonomischen und medienübergreifenden Effekten, Dessau.
- Unnerstall, Herwig (2005): Verursachergerechte Kostendeckung für Wasserdienstleistungen – Die Anforderungen des Art. 9 WRRL und ihre Umsetzung, UFZ-Diskussionspapier 6/2005, Leipzig.
- Unnerstall, Herwig (2006): Das Prinzip der Kostendeckung in der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Entstehung und Gehalt, in EurUP, 4. Jg., H. 1, S. 29-36.
- Wagner, Ralf (2000): Monetäre Umweltbewertung mit der Contingent Valuation-Methode, Frankfurt am Main, Berlin, Bern, New York, Paris, Wien, zugl. Cottbus, Univ., Diss., 1999.
- Ward, Frank A.; Beal, Diana J. (2000): Valuing nature with travel cost models. A manual, Cheltenham.
- WATECO – Common Implementation Strategy Working Group 2 (Hrsg.) (2002): EU Guidance Document: Economics and the Environment. The Implementation Challenge of the Water Framework Directive.
- Weitzman, Martin L. (1998): Why the Far-Distant Future Should Be Discounted at its Lowest Possible Rate, in: Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 36, S. 201-208.
- Weyand, Michael (2004): Anmerkungen eines Abwasserentsorgers und Talsperrenbetreibers zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, in: GWF-Wasser/Abwasser, 145. Jg., 598-604.

- Wicke, Lutz (1993): Umweltökonomie – Eine praxisorientierte Einführung, 4. Aufl. München.
- Wildenhahn, Eberhard (2003): Praxis der Öffentlichkeitsbeteiligung in Deutschland – Vergleich mit den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie, in: WaWi 7-8/2003, S. 80-82.
- Willmann, Wolfgang (2003): Pole-Position für den Gewässerschutz – auf welcher Position steht die Industrie bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie?, in: KA – Abwasser, Abfall, 50. Jg., H. 5, S. 567-569.
- Wilson, Matthew A.; Hoehn, John P. (2006): Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the-art and science, in: Ecological Economics, Vol. 60, S. 335-342.

## Anhang A – Einordnung der Kostenbegriffe in den wirtschaftswissenschaftlichen Hintergrund

In den Wirtschaftswissenschaften existieren keine einheitlichen Definitionen von Umwelt- und Ressourcenkosten. Zudem existieren Kostenbegriffe, die teilweise synonym verwendet werden, wie beispielsweise volkswirtschaftliche Kosten, externe Kosten, soziale bzw. gesellschaftliche Kosten oder (volkswirtschaftliche) Opportunitätskosten.<sup>207</sup> Dabei ist es teilweise schwierig, die Verwendung dieser unterschiedlichen Kostenbegriffe inhaltlich von einander abzugrenzen. Hinzu kommt, dass sich selbst bei gleicher Benennung die Begriffsinhalte oftmals nicht entsprechen, dass also zwei Autoren mit dem gleichen Begriff verschiedene Definitionen verbinden.<sup>208</sup> Eine Konkretisierung der in der WRRL verwendeten Kostenbegriffe wird also durch die Vorbelastung dieser Begriffe aufgrund bereits existierender unterschiedlicher Belegungen und Abgrenzungen erschwert. Zur Einordnung und Abgrenzung der im Richtlinienentwurf gewählten Begriffe *umwelt- und ressourcenbezogene Kosten* muss v. a. das betriebswirtschaftliche und das volkswirtschaftliche Verständnis dieser Kostenbegriffe differenziert werden, um festzustellen, welches Verständnis für die jeweiligen ökonomischen Fragestellungen im Rahmen der WRRL anzuwenden ist.

Insb. der Begriff der **Umweltkosten** wird sowohl in der ökonomischen Literatur als auch im praktischen Gebrauch nicht einheitlich verwendet. Stattdessen werden je nach Kontext und Perspektive unterschiedliche Kosten zu Umweltkosten zusammengefasst.

In der betriebswirtschaftlichen Praxis stehen i. d. R. die so genannten *betrieblichen Umweltschutzkosten* im Mittelpunkt. Darunter werden solche Kosten verstanden, die „auf gesetzlichen oder gesellschaftlichen Druck hin sowie freiwillig im Unternehmen entstehen und zur Vermeidung von Umweltbelastungen beitragen sollen.“<sup>209</sup> Die Diskussion im Hinblick auf eine betriebliche Umweltkostenrechnung war zunächst geprägt durch die definitorische Abgrenzung dieser *Umweltschutzkosten*. Neben additiven (v. a. end-of-pipe) Maßnahmen sollten auch integrierte Maßnahmen im Rahmen der betrieblichen Umweltkostenrechnung erfasst werden.<sup>210</sup> Eine transparente Abbil-

---

<sup>207</sup> Vgl. Unnerstall 2005, S. 15.

<sup>208</sup> Vgl. Männel 1992, S. 436.

<sup>209</sup> UBA 2001, S. 507.

<sup>210</sup> Vgl. Lange/Martensen 2001, S. 3-5.

derung und zielorientierte Steuerung der ökonomischen und ökologischen Konsequenzen unternehmerischen Handelns setzt jedoch die Definition eines noch umfassenderen Umweltkostenbegriffs voraus. Die aus der Unternehmenstätigkeit resultierenden Umweltwirkungen<sup>211</sup> lassen sich dabei nahezu vollständig<sup>212</sup> durch Stoff- und Energieflüsse beschreiben, die zwischen Unternehmen und Umwelt ausgetauscht werden. Folglich lassen sich **Umweltkosten allgemein** definieren als alle Kosten, die durch die insb. aus Stoff- und Energieflüssen zwischen Unternehmen und Umwelt resultierenden Umweltwirkungen des Unternehmens entstehen.<sup>213</sup> Dieser umfassende betriebliche Umweltkostenbegriff soll im Folgenden kurz erläutert werden:

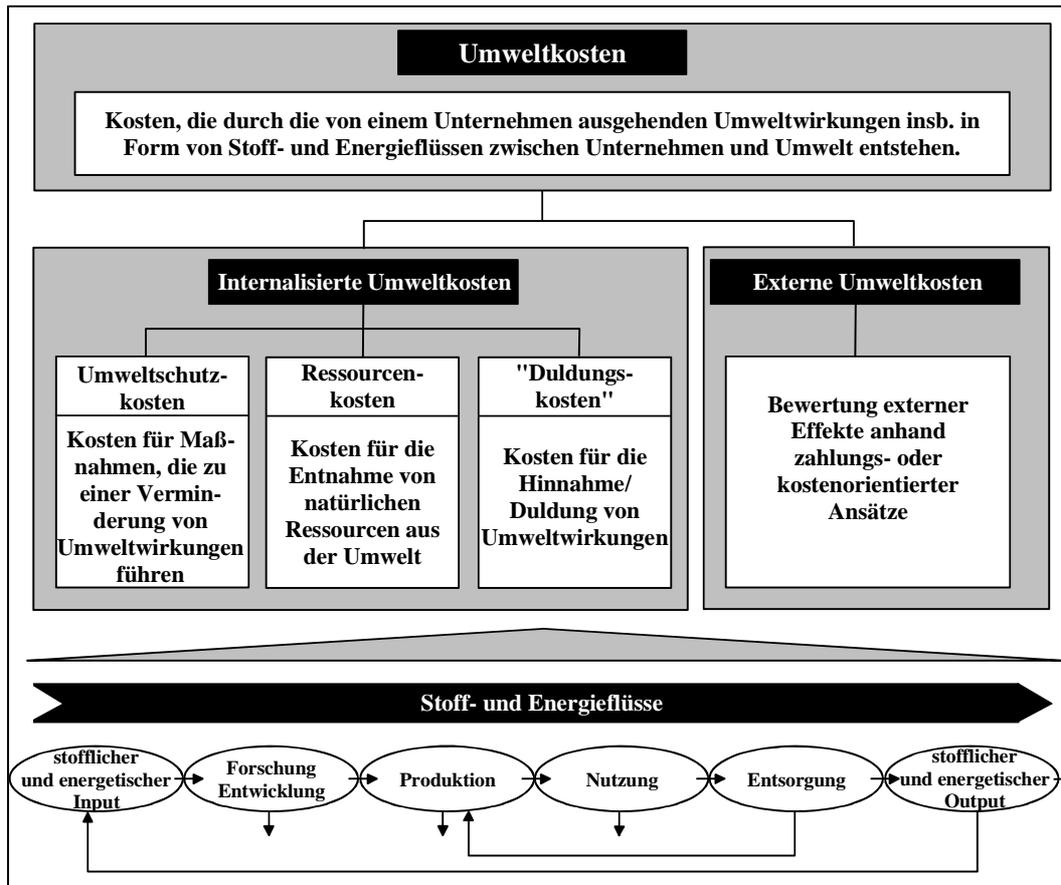
Hinsichtlich der Trägerschaft lassen sich diese Umweltkosten in zwei Kategorien untergliedern (vgl. Abbildung 20): **Internalisierte Kosten**, die vom Unternehmen selbst getragen und im betrieblichen Rechnungswesen entsprechend abgebildet werden, sowie **externe Kosten**.

---

<sup>211</sup>Der Begriff Umweltwirkungen kann als Oberbegriff für Umwelteinwirkungen und Umweltauswirkungen verstanden werden. Unter Umwelteinwirkungen werden generell alle Wirkungen auf die Umwelt verstanden, die auf menschliche Tätigkeiten zurückzuführen sind. Umweltauswirkungen resultieren aus den Umwelteinwirkungen, d.h. sie offenbaren die Reaktion der natürlichen Umwelt auf Umwelteinwirkungen. Vgl. ausführlich UBA 1999, S. 1f.

<sup>212</sup>Als Ausnahme lässt sich z. B. der Flächenverbrauch eines Unternehmens und die damit verbundene Bodenversiegelung anführen, die nicht durch Stoff- und Energieflüsse zwischen Unternehmen und Umwelt beschrieben werden kann, sondern i.d.R. als Voraussetzung für die Entstehung solcher Flüsse anzusehen ist.

<sup>213</sup>Vgl. ähnlich Günter 2000, S. 512.

Abbildung 20: Internalisierte und externe Umweltkosten<sup>214</sup>

Ein Bestandteil der internalisierten Umweltkosten sind die **Umweltschutzkosten**. Diese entstehen insb. durch integrierte und/oder additive Maßnahmen, die zu einer Verminderung von Umweltwirkungen durch Vermeidungs-, Verminderungs-, Verwertungs-, Beseitigungs- oder Restitutionsaktivitäten führen.<sup>215</sup> Sie sind also durch eine *aktive* Handlungsweise gekennzeichnet. Typische Beispiele für Umweltschutzkosten sind Wartungskosten, kalkulatorische Abschreibungen auf Abwasserbehandlungsanlagen, Personalkosten für Abfallsammlung und Abfalltrennung, Fremdleistungskosten

<sup>214</sup> Quelle: Lange/Martensen 2001.

<sup>215</sup> Unter *Vermeidungsmaßnahmen* werden Strategien/Maßnahmen verstanden, die vorbeugend dazu dienen, Primäremissionen nicht entstehen zu lassen. Zu unterscheiden sind Strategien/Maßnahmen zur stofflichen und energetischen *Verwertung* von Abfällen: Die stoffliche Verwertung umfasst die Substitution von Rohstoffen durch Gewinnung von sekundären Rohstoffen aus Abfällen oder die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle. Die energetische Verwertung umfasst den Einsatz von Abfällen als Ersatzbrennstoff. *Beseitigungsstrategien/-maßnahmen* führen die durch die vollständige oder teilweise Beseitigung der im Produktionsprozess weiterhin anfallenden Primäremissionen zu einem verminderten Eintrag von Schadstoffen in die natürliche Umwelt (Sekundäremissionen). *Restitutionsaktivitäten* dienen dazu, die durch die Unternehmens-tätigkeit eingetretenen Umweltwirkungen ganz oder teilweise auszugleichen, indem der ursprüngliche Zustand möglichst weitgehend wiederhergestellt wird.

für Bodensanierung, Emissionsmessungen, Reparaturen an Umweltschutzanlagen sowie Beratungskosten für die Umstellung auf ein energiesparenderes Produktionsverfahren.<sup>216</sup>

Neben den Umweltschutzkosten können unter dem Begriff Umweltkosten im betriebswirtschaftlichen Kontext auch so genannte Ressourcenkosten subsumiert werden.<sup>217</sup> Diese **Ressourcenkosten im betriebswirtschaftlichen Sinne** entstehen *im Unternehmen* durch die direkte (z. B. Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe) oder indirekte (z. B. Energie<sup>218</sup>) Entnahme natürlicher Ressourcen aus der Umwelt und sind grundsätzlich mit **marktbezogenen (betriebswirtschaftlichen) Wertansätzen** zu belegen, um eine eindeutige Abgrenzung von den externen Kosten zu gewährleisten. In ihren Wertansatz gehen also keine ökologischen Knappheits- bzw. Belastungskalküle, etwa in Form von monetär bewerteten externen Effekten, ein. Ressourcenkosten lassen sich in wertschöpfende, d.h. Kosten für Stoffe und Energien, deren Einsatz für den Wertschöpfungsprozess erforderlich ist, und nicht-wertschöpfende Ressourcenkosten, d.h. für Stoffe und Energien, die nicht in Produkte eingehen, sondern für die Produktion von Ausschuss oder Abfällen verwendet werden, unterscheiden. Ziel der Berücksichtigung der auf diese Weise definierten Ressourcenkosten ist somit die transparente Abbildung dieser Kosten sowie darauf aufbauend die Initiierung von Maßnahmen zur ihrer Verringerung, z. B. durch Optimierungen des Produktionsprozesses und/oder der Produktkonzeption, um damit in Verbindung mit einer erzielten Ressourcenschonung auch Kostensenkungspotenziale zu realisieren.

Als weiteren Bestandteil der internalisierten Umweltkosten lassen sich **Duldungskosten** für die *passive* Hinnahme bzw. Duldung von Umweltwirkungen klassifizieren. Hierunter lassen sich u. a. Umweltabgaben (z. B. Abwasserabgabe oder CO<sub>2</sub>-Strafgebühr), Entsorgungskosten (z.B. kalkulatorische Abschreibungen für eine betriebseigene Deponie, Kosten für Fremdleistungen, wie Deponiegebühren, Abfall- und Abwassergebühren), Prämien für Umweltschutz-Haftpflichtversicherungen, Kompensationszahlungen und Strafen subsumieren.

---

<sup>216</sup> Vgl. Lange/Martensen 2001, S. 4f.

<sup>217</sup> Vgl. Lange/Martensen 2001, S. 4f. Anderer Ansicht ist z.B. Letmathe, der die betrieblichen umweltbezogenen Kosten lediglich in die beiden Kategorien *Kosten der Umweltwirkungen* und *Kosten des Umweltschutzes* unterscheidet; Ressourcenkosten werden jedoch nicht betrachtet. Vgl. Letmathe (1998), S. 13-15.

<sup>218</sup> Hierunter fallen nicht die Kosten der Nutzung regenerativer Energien.

Als **Externe Umweltkosten** verbleiben somit alle Kosten, die durch die Umweltwirkungen des Unternehmens entstehen, aber nicht von diesem getragen werden, d.h. sie werden nicht im Rechnungswesen abgebildet und bisher i. d. R. in betrieblichen Entscheidungsprozessen nicht berücksichtigt. Sie werden somit von Dritten bzw. der Allgemeinheit getragen.

Die Einordnung der internalisierten und externen Umweltkosten in das System betriebswirtschaftlicher Kostenbegriffe verdeutlicht Abbildung 21:

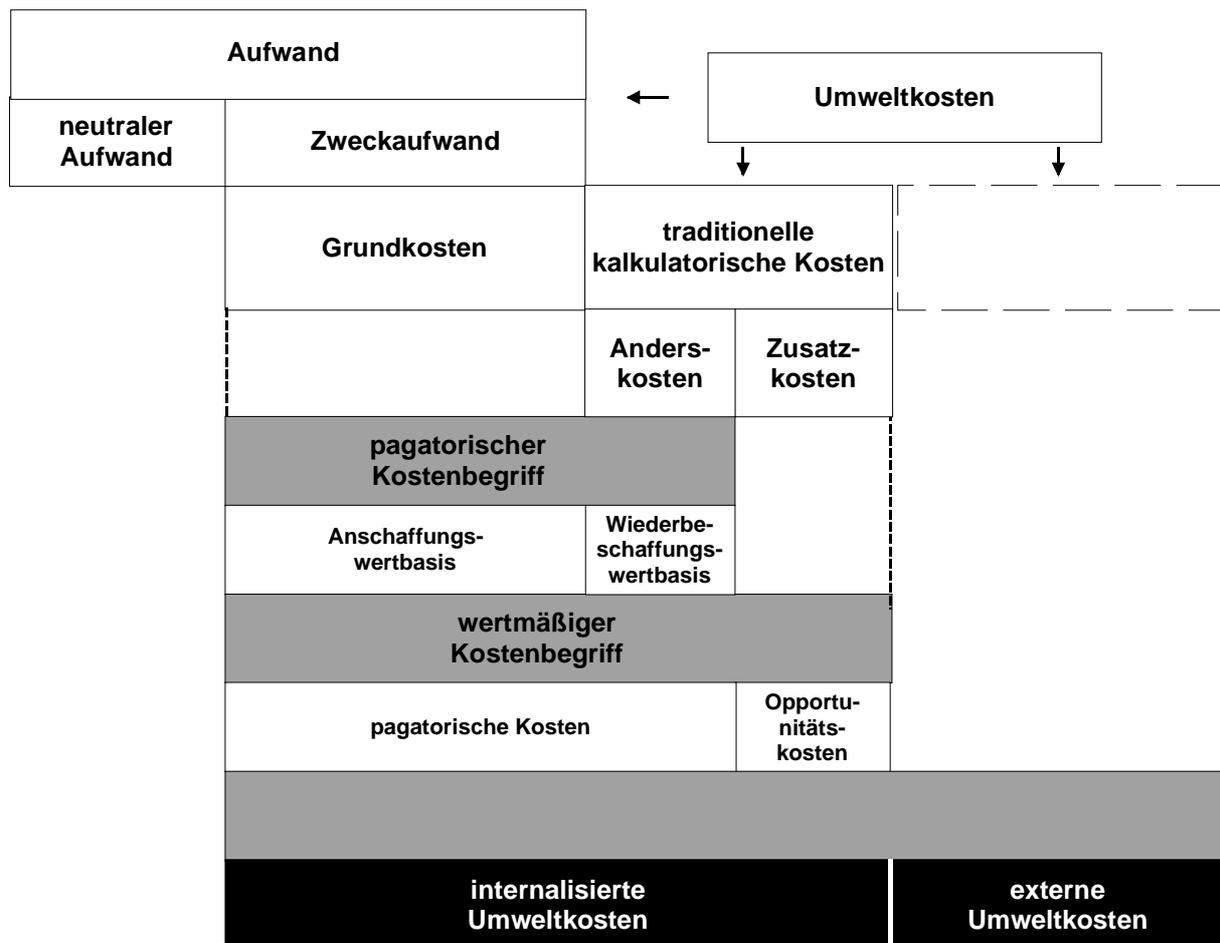


Abbildung 21: Umweltkosten in der Systematik betriebswirtschaftlicher Kostenbegriffe<sup>219</sup>

<sup>219</sup> Modifiziert nach: Lange 2006, S. 6.

Die Nichtberücksichtigung der externen Umweltkosten in Entscheidungs- oder Optimierungskalkülen ist der zentrale Unterschied zwischen der betriebswirtschaftlichen und der volkswirtschaftlichen Perspektive von Umweltkosten.

Im Bereich der (volkswirtschaftlich ausgerichteten) Umweltökonomie sind alle Größen relevant, welche die **gesamtwirtschaftliche Wohlfahrt einer Gesellschaft** beeinflussen. Daher sind in diesem Zusammenhang die volkswirtschaftlichen Umweltkosten, also inkl. externer Umweltkosten, zu betrachten. Diese umfassen alle Kosten, die durch die Schädigung und durch den Verbrauch von Umweltgütern entstehen.<sup>220</sup> Sie werden in diesem Kontext auch als **Umweltschadenskosten** bezeichnet. Umweltschadenskosten können auf so genannte technologische externe Effekte zurückgeführt werden. Ein externer Effekt liegt im Allgemeinen dann vor, wenn „Handlungen eines Akteurs den Nutzen bzw. den Gewinn eines anderen Akteurs direkt beeinflussen, ohne dass dieser Zusammenhang durch den Marktmechanismus erfasst wird.“<sup>221</sup> Es finden zudem keine Kompensationszahlungen statt. Externe Effekte können entweder positive oder negative Veränderungen der Nutzensituation Dritter nach sich ziehen. Während ein positiver externer Effekt für Dritte einen zusätzlichen Nutzen bringt, führt ein negativer externer Effekt zu einer Beeinträchtigung oder einem Schaden Dritter, ohne dass diese vom Verursacher dafür entschädigt werden. Dies hat zur Folge, dass sich die privaten Kosten und Nutzen von den gesellschaftlichen Kosten und Nutzen unterscheiden. Die Differenz der jeweiligen privaten und gesellschaftlichen Größe repräsentiert die externen Kosten bzw. den externen Nutzen. Insofern kann man auch von gesellschaftlichen Zusatzkosten bzw. Zusatznutzen einer Handlung sprechen. Diese zeigen an, welches Ausmaß ein externer Effekt annimmt. Das Phänomen negativer externer Effekte tritt häufig im Bereich der Umweltgüter auf, da diese meist so genannte öffentliche Güter sind, die zwar einen volkswirtschaftlichen Nutzen haben, jedoch bei ihrer Nutzung gewöhnlich nicht bezahlt werden müssen, so dass es zu einer wohlfahrtsschädigenden Übernutzung kommt.<sup>222</sup> Umweltkosten im volkswirtschaftlichen Sinne sind also eine Ausprägung externer Kosten. Als Beispiel für einen solchen umweltbezogenen negativen externen Effekt wird in der Literatur häufig eine Situation angeführt, die gerade auch im Zusammen-

---

<sup>220</sup> Vgl. UBA 2001a, S. 506.

<sup>221</sup> Schulz et al. 2001, S. 93.

<sup>222</sup> Das Fehlen eines Preises ist begründet durch die Eigenschaften Öffentlicher Güter: Nichtrivalität im Konsum und Nichtausschließbarkeit vom Konsum.

hang mit der WRRL die Problematik gut verdeutlicht: Fischer erzielen an einem Gewässer verringerte Fangergebnisse, weil durch die Einleitung nicht ausreichend gekläarter industrieller oder kommunaler Abwässer die Gewässerqualität und in Folge dessen der Fischbestand bzw. die Fangqualität gesunken ist.<sup>223</sup> Es entstehen zusätzliche Kosten der Gewässerverschmutzung in Form von verringerten Fangerträgen. Diese werden nicht vom Produzenten getragen, sondern auf Dritte, in diesem Fall auf die Fischer abgewälzt, und sind somit aus der privatwirtschaftlichen Perspektive des Produzenten externe Kosten.

Der Begriff der **Ressourcenkosten** hat ebenfalls eine betriebswirtschaftliche und eine volkswirtschaftliche Perspektive. Allgemein können Ressourcenkosten definiert werden als diejenigen Kosten, die bei der Entnahme bzw. der Bereitstellung einer Ressource für ihren Verwendungszweck entstehen. Im betriebswirtschaftlichen Sinne sind v. a. die Kosten der Bereitstellung relevant, die beim Entnehmer der Ressource entstehen.<sup>224</sup> Aus volkswirtschaftlicher Perspektive müssen die gesellschaftlichen Zusatzkosten der Ressourcenbereitstellung ebenfalls berücksichtigt werden (**gesellschaftliche Ressourcenkosten**).

Zur Ermittlung eines gesellschaftlich optimalen Nutzungsniveaus einer Ressource muss also eine Abwägung aller gesellschaftlichen Kosten und Nutzen in Zusammenhang mit der Nutzung der Ressource vorgenommen werden. Es ist also neben den oben erwähnten externen Kosten auch ein ggf. vorhandener externer Nutzen zu berücksichtigen. Das gesellschaftlich optimale Nutzungsniveau einer Ressource stellt sich allgemein dann ein, wenn der gesellschaftliche *Grenznutzen*, d. h. der Nutzen einer zusätzlich genutzten Ressourceneinheit den durch diese inkrementale Nutzung entstehenden gesellschaftlichen *Grenzkosten* entspricht und somit der gesellschaftliche Netto-*Grenznutzen* Null ist.

Kann eine Ressource, z. B. Wasser, auf mehrere Arten genutzt werden und stehen diese alternativen Nutzungen in Bezug auf die Ressource in Konkurrenz zueinander, ergibt sich die Problematik der gesellschaftlich optimalen Allokation (Verteilung bzw. Zuteilung) der Ressource auf die möglichen Nutzungen. Diese liegt dann vor, wenn der gesellschaftliche Netto-*Grenznutzen* aller Nutzungen gleich ist, da ansonsten eine bessere Allokation durch Umschichten der Ressource von einer Nutzung mit

---

<sup>223</sup> Vgl. Schulz et al. 2001, S. 94.

<sup>224</sup> Dieses Konzept wurde bereits im Rahmen der Systematisierung von Umweltkosten erläutert.

niedrigerem Netto-Grenznutzen zu einer Nutzung mit höherem Netto-Grenznutzen möglich wäre.<sup>225</sup> Liegt in der Realität, speziell aufgrund nicht berücksichtigter externer Effekte oder weiterer Formen des Marktversagens<sup>226</sup>, eine suboptimale Allokation vor, kann man die Differenz des Netto-Gesamtnutzens bei optimaler Allokation der Ressource und des Netto-Gesamtnutzens<sup>227</sup> der aktuellen Allokation als **Opportunitätskosten** bezeichnen.<sup>228</sup>

Da die optimale Allokation einer Ressource in der Realität zudem kein statisches, sondern ein dynamisches Problem ist, wird zusätzlich eine Optimierung der Allokationen über die verschiedenen Zeitperioden notwendig (Ressourcennutzungspfad). Dazu ist neben der intratemporalen auch die intertemporale Konkurrenz der **bestehenden und potenziellen Nutzungen** zu betrachten. Die intertemporale Konkurrenz beruht auf so genannten Pfadabhängigkeiten. Ein Beispiel einer solchen Pfadabhängigkeit wäre die Beeinträchtigung bzw. der Ausschluss einer potenziellen Nutzung in der Zukunft durch eine aktuelle Nutzung. Durch Pfadabhängigkeiten beeinflusst also die heutige Allokation einer Ressource die Allokation in zukünftigen Perioden dadurch, dass sie die quantitative und/oder qualitative Verfügbarkeit der Ressource determiniert, auf deren Basis die zukünftige Allokation vorgenommen werden muss. Daher müssen **sämtliche Auswirkungen auf zukünftige Allokationsentscheidungen** in das Grenznutzen- und Grenzkostenkalkül der aktuellen Allokationsentscheidung einfließen. Hierzu ist es aber notwendig, den in naher und sogar ferner Zukunft realisierten Nutzen mit heutigem Nutzen vergleichbar zu machen. Dabei bedient sich die Ökonomie normalerweise der Diskontierung. Der gewählte Diskontierungssatz reflektiert die Gegenwartspräferenz eines Entscheiders. Die Bestimmung eines adäquaten Diskontierungssatzes ist für die Frage der intertemporalen Allokation ebenso

---

<sup>225</sup> Die in diesem Zusammenhang realisierte Wohlfahrtssteigerung basiert auf dem Kaldor-Hicks-Kriterium. Danach ist eine Umschichtung sinnvoll, wenn sie für mindestens eine Nutzung eine Verbesserung bringt und die Nutzenverlierer durch die Gewinner kompensiert werden könnten. Dabei muss die Kompensation nur theoretisch möglich sein, aber nicht tatsächlich erfolgen.

<sup>226</sup> Zu Ursachen und Konsequenzen von Marktversagen vgl. ausführlich bspw. Fritsch/Wein/Ewers 2005.

<sup>227</sup> Zur Ermittlung dieses gesellschaftlichen Netto-Nutzens der aktuellen Allokation müssen die externen Effekte, die bei der Festlegung der Allokation nicht berücksichtigt werden, zwingend mit einbezogen werden.

<sup>228</sup> Der Begriff Opportunitätskosten ist ebenfalls ein wichtiger Begriff in der betriebswirtschaftlichen Kostensystematik (vgl. Abb. 21). Dort sind sie Bestandteil der so genannten wertmäßigen Kosten. Sie zielen ebenfalls auf eine alternative Verwendung eines Gutes ab, allerdings ist die Betrachtung beschränkt auf den betrieblichen Bezugsrahmen. Zur Abgrenzung soll daher im Folgenden von Opportunitätskosten i. S. v. **gesellschaftlichen Opportunitätskosten** gesprochen werden. Ein Beispiel für das Prinzip betriebswirtschaftlicher Opportunitätskosten zeigt die aktuelle Debatte über die Einpreisung kostenloser Emissionszertifikate auf den Strompreis.

bedeutend wie problematisch.<sup>229</sup> Die Bedeutung für das Ergebnis des Optimierungsprozesses liegt v. a. darin, dass selbst geringe Änderungen des Diskontierungssatzes zu signifikanten Änderungen der *Wertigkeit* der zu verschiedenen Zeitpunkten anfallenden Nutzen und Kosten bei der Ermittlung eines Gegenwartswertes (Kapitalwert) der verschiedenen Nutzungen führen können. Die Wahl des Diskontierungssatzes hat damit einen starken Einfluss auf die Allokation der Ressource auf die verschiedenen Nutzungen im Zeitablauf. Die Problematik im Kontext volkswirtschaftlicher Optimierungen liegt u. a. darin, dass die heutige Gesellschaft bei der Entscheidung über die aktuelle Allokation je nach Ausprägung ihrer Gegenwartspräferenz den Nutzen künftiger Generationen unterbewertet. Dies ist beispielsweise der Fall, wenn Langzeitschäden (Nutzeneinbußen künftiger Generationen) durch einen hohen Diskontierungssatz klein gerechnet werden. Nicht zuletzt ist die Bestimmung der Gegenwartspräferenz methodisch problematisch.

---

<sup>229</sup>Vgl. Evans 2006; Spackman 2006; Pearce/Groom/Koundouri 2003; Fredeick/Loewenstein/O'Donoghue 2002; Weitzman 1998.

## Anhang B – Methoden zur Bewertung externer Effekte

### B 1 Nutzenorientierte, monetäre Methoden

#### B 1.1 Überblick

Im Gegensatz zu den kostenorientierten Methoden stellen die nutzenorientierten Methoden direkt auf die Nutzenveränderungen der betroffenen Individuen ab, indem sie den Nutzen eigenständig und unabhängig von den Kosten für Maßnahmen bewerten. Die nutzenorientierten Methoden können differenziert werden in die **Methoden der direkten Befragung (Stated Preference Methods, SPM)** und in die **Methoden Verhaltensbeobachtung (Revealed Preference Methods, RPM)**.

Die Methode der Kontingenten Bewertung bildet zusammen mit den Choice-Experimenten die Gruppe der **SPM**. Hierbei werden die Präferenzen der Betroffenen direkt erfragt bzw. durch Wahl-Experimente ermittelt.

**RPM** unterstellen einen Zusammenhang zwischen Externen Effekten und Preisen von Gütern, die auf Märkten gehandelt werden. Durch Verhaltensbeobachtungen auf Märkten werden die Präferenzen der Betroffenen und damit die Werte von Externen Effekten aufgedeckt (to reveal = aufdecken). Bei Anwendung von RPM wird also mittels statistischer Verfahren auf Werte von nicht marktfähigen Gütern geschlossen, indem tatsächliche Wahlhandlungen auf Märkten analysiert werden.<sup>230</sup> Die in der Praxis gängigsten RPM sind der Vermeidungskostenansatz, die Reisekostenmethode und das Hedonic Pricing.

#### B 1.2 Methode der Kontingenten Bewertung

Die Kontingente Bewertung<sup>231</sup> ist eine umfragebasierte Methode. Das Bewertungsobjekt wird hinreichend vollständig und verständlich beschrieben. Die befragten Personen sollen dann einen Betrag angeben, den sie maximal bereit wären, für eine Umweltqualitätsveränderung zu bezahlen, so dass ihr Nutzenniveau gleich bleibt. Es kann *offen* gefragt werden, so dass die Befragten von sich aus einen Geldbetrag nennen. Häufiger werden aber geschlossene Fragen gestellt, wobei ein Geldbetrag

---

<sup>230</sup> Vgl. für eine kurze Einführung in die RPM Boyle 2003.

<sup>231</sup> Vgl. Alberini 2006; Bateman et al. 2002; Wagner 2000.

vorgegeben wird. Die Antwort ist dann dichotom (Zustimmung oder Ablehnung der Umweltqualitätsveränderung zu den angegebenen Kosten).

Die Methode der Kontingenten Bewertung ist auf nahezu jede Art einer Umweltqualitätsveränderung bzw. von Umweltgütern anwendbar. Jedes hypothetische Szenario, das hinreichend vollständig und verständlich beschrieben werden kann, lässt sich bewerten.

Mit Hilfe der CVM ist es möglich den **Total Economic Value**, also auch den **Passive-Use-Value** eines Gutes bzw. einer Umweltqualitätsveränderung zu bestimmen. Eine Differenzierung des Gesamtwertes kann für viele Fragestellungen sehr hilfreich sein. Die CVM ist derzeit die einzige Methode, mit der man den Passive-Use-Value bei der Bewertung mit berücksichtigen kann. Eine genaue Aufspaltung des Gesamtwertes ist allerdings nicht möglich.

Mittels Kontingenter Bewertung können darüber hinaus auch in der Zukunft liegende Umweltqualitätsveränderungen bewertet werden. Der große Vorteil der CVM ist ihre Vielseitigkeit und Flexibilität. Mit der CVM können ökonomische Werte für die verschiedensten Bewertungsobjekte ermittelt werden. Aufgrund dieser Vielseitigkeit ist die Methode daher sehr weit verbreitet. Die große Anzahl an CVM-Studien treibt die Erforschung der Methode voran, so dass die Validität und Reliabilität der Ergebnisse ständig verbessert werden kann.

Größtes Problem der Kontingenten Bewertung ist der **hypothetische Charakter** der Befragung. Es wird von einigen Wissenschaftlern darauf hingewiesen, dass daher – insb. bei einem ungeeigneten Untersuchungsdesign – reale Präferenzen und angegebene Zahlungsbereitschaften von einander abweichen können. Ein weiteres Problem des hypothetischen Charakters der Befragung ist **strategisches Verhalten**, insb. in Abhängigkeit von verschiedenen Befragungsformaten. Strategisches Verhalten zeigt sich im so genannten *free riding*. Der Befragte nennt in diesem Fall vorsätzlich eine höhere als seine wahre Zahlungsbereitschaft, weil er damit erreichen möchte, dass ein für ihn vorteilhaftes Projekt umgesetzt wird. Im Fall geschlossener Fragen wird dieses Problem gemindert.

Bei der Anwendung der Kontingenten Bewertung kann es zu zahlreichen weiteren Verzerrungen kommen. Weitere typische Verzerrungen sind der Warm-Glow Effekt, die Verzerrung durch unterschiedliche Zahlungsmittelinstrumente sowie Interviewer

Effekte.<sup>232</sup> In der Regel können solche Verzerrungen mittels eines sorgfältig ausgearbeiteten Fragebogens und ausführlicher Pretests vermindert werden.

Kontingente Bewertungen können allerdings kostenintensiv sein. Die Methode sollte im WRRL-Kontext herangezogen werden, wenn das Erkenntnisinteresse die Kosten rechtfertigt.

### **B 1.3 Choice Experimente**

Choice Experimente<sup>233</sup> sind mit der Methode der Kontingenten Bewertung eng verwandt. Hierbei wird aber keine Frage nach der maximalen Zahlungsbereitschaft gestellt. Die Angabe einer maximalen Zahlungsbereitschaft ist für die Befragten oft sehr ungewohnt, zumal oft nach dem Wert für nicht marktfähige Güter gefragt wird, die also nach wenig oder gar nicht vertraut sind. Mittels Choice Experimenten wird dieser Schwachpunkt der Kontingenten Bewertung teilweise umgangen. Die Befragten sollen bei einem Choice Experiment jeweils zwischen zwei oder mehreren Alternativen entscheiden, die durch mehrere Attribute charakterisiert werden, wobei eines davon die Kosten sind, welche die Befragten zu tragen haben. Aufgrund dieser Wahlhandlungen wird dann ökonometrisch auf den Wert geschlossen. Diese dichotome Art der Wahl zwischen Alternativen entspricht eher gewohnten Wahlhandlungen als die direkte Angabe von Geldbeträgen.

Wie bei der Methode der Kontingenten Bewertung sind Choice Experimente auf nahezu jede Art von Umweltqualitätsveränderung bzw. Umweltgütern anwendbar. Jedes hypothetische Szenario, das hinreichend vollständig und verständlich beschrieben werden kann, lässt sich bewerten. Wie die CVM sind Choice Experimente flexibel einsetzbar und beziehen die Anspruchsgruppen direkt mit ein. Gegenüber der Methode der Kontingenten Bewertung haben Choice Experimente den großen Vorteil, dass Wertschätzungen nicht direkt erfragt, sondern indirekt ermittelt werden.

Primärerhebungen mittels Choice Experimenten können ebenfalls sehr kostenintensiv sein. Die Methode sollte im WRRL-Kontext herangezogen werden, wenn das Erkenntnisinteresse die Kosten rechtfertigt.

---

<sup>232</sup> Vgl. für eine Diskussion der CVM aus sozialpsychologischer Perspektive Green/Tunstall 1999.

<sup>233</sup> Vgl. Hensher/Rose/Greene 2005. Vgl. für ein Anwendungsbeispiel Schmitt/Schläpfer/Roschewitz 2005.

## B 1.4 Nutzenorientierter Vermeidungskostenansatz

Der Vermeidungskostenansatz in der (hier vorgestellten) nutzenorientierten Ausprägung ist nicht mit dem Vermeidungskostenansatz in der kostenorientierten Ausprägung zu verwechseln, bei der die Kosten für die Vermeidung von Umweltwirkungen angesetzt werden (vgl. Kap. 3.3.3).

Der an dieser Stelle diskutierte nutzenorientierte Vermeidungskostenansatz betrachtet nun aber die Seite der Betroffenen. Die Frage ist hier, welcher Geldbetrag von den Betroffenen aufgewendet wird, um Umweltwirkungen, denen sie selbst ausgesetzt sind, **zu vermeiden oder zu vermindern**.<sup>234</sup>

Bei der Analyse von Vermeidungskosten der Betroffenen wird angenommen, dass die Kosten, die Individuen etwa zur Vermeidung oder Verminderung ihrer Schädigung durch einen Externen Effekt aufwenden, mindestens ihrer Nutzenerhöhung entsprechen. Ein von Lärm Betroffener wird nur den Preis für ein Schallschutzfenster bezahlen, wenn seine dadurch gewonnene Wohlfahrtssteigerung den Preis übersteigt.

Der Vermeidungskostenansatz kann nur angewendet werden, wenn auch **tatsächlich Vermeidungsmaßnahmen** vorgenommen werden und der Passive-Use-Value als vernachlässigbar angesehen werden kann. Zumindest muss bei der Anwendung beachtet werden, dass der Passive-Use-Value nicht gemessen wird.

Der Vorteil des Vermeidungskostenansatzes liegt in der Analyse *tatsächlich* durchgeführter Vermeidungsmaßnahmen. Es liegt also kein hypothetischer Charakter vor.

Vermeidungsmaßnahmen dienen jedoch meist verschiedenen Zwecken. Ein einfaches Beispiel soll dies verdeutlichen: Schallschutzfenster dienen neben dem Schallschutz v. a. auch dem Schutz vor Temperatur und Witterungseinflüssen. Bei Schallschutzfenstern könnte also zur Bewertung der Umweltwirkung Lärm die Differenz für den Preis von Schallschutzfenstern und normalen Fenstern angesetzt werden. I. d. R. ist es jedoch problematisch, die Ausgaben für Vermeidungsmaßnahmen den verschiedenen Zwecken eindeutig zuzuordnen.

---

<sup>234</sup>Der Unterschied zwischen dem Vermeidungskostenansatz und dem Verminderungskostenansatz liegt lediglich darin, dass einerseits Schäden vollständig vermieden, andererseits zumindest teilweise vermieden, also vermindert werden. Methodisch besteht zwischen den Ansätzen daneben kein Unterschied, so dass beide Ansätze hier synonym verwendet werden.

Neben der Problematik verschiedener Zwecke von Vermeidungsmaßnahmen kann es darüber hinaus sein, dass Vermeidungsmaßnahmen überhaupt nicht durchgeführt werden, obwohl dies den Präferenzen der Betroffenen entsprechen würde. Sind Betroffene etwa über negative Auswirkungen unzureichend informiert, werden sie Vermeidungsmaßnahmen nicht vornehmen. Häufig ist das der Fall, wenn naturwissenschaftliche oder medizinische Erkenntnisse noch nicht vorliegen. Letztlich können auch **Budgetrestriktionen** der Betroffenen dazu führen, dass Vermeidungsmaßnahmen nicht oder nur unzureichend vorgenommen werden.

### **B 1.5 Reisekostenmethode**

Die Reisekostenmethode (Travel Cost Method)<sup>235</sup> ist eine sehr spezielle Methode, da sie meist zur Bewertung von bestimmten Freizeit- und Erholungsgebieten und deren Substituten eingesetzt wird. Im Rahmen der Reisekostenmethode wird der Nutzen, der einem Besucherziel zuzurechnen ist, aus den Kosten für Zeit, Benzin, Fahrkarten etc. abgeleitet, welche die Besucher tragen. Man kann die für Besucher anfallenden Kosten als Quasi-Eintrittspreis für das besuchte Naherholungsgebiet ansehen. Man unterstellt dabei, dass die Akteure nur ein Freizeitgebiet besuchen, wenn es sich für sie lohnt; wenn die Kosten den Nutzengewinn also unterschreiten.

Vorteil der Methode ist, dass tatsächliches Verhalten beobachtet wird. Gleichwohl werden aber auch Daten mittels eines Fragebogens erhoben. Diese Daten unterliegen allerdings einer geringeren hypothetischen Verzerrung als etwa bei der Kontingenten Bewertung, da nicht nach Zahlungsbereitschaften gefragt wird.

---

<sup>235</sup> Vgl. Ward/Beal 2000.

## B 1.6 Hedonic Pricing

Beim Hedonic Pricing (auch: Methode der hedonischen Preise, Marktpreisdifferenzmethode)<sup>236</sup> von Umweltnutzen und -kosten wird ein Ersatzmarkt analysiert, auf dem Güter gehandelt werden, deren Eigenschaften Umweltnutzen und -kosten widerspiegeln. Umweltqualität beeinflusst v. a. die Preise für Immobilien. Diese Beziehung wird im Rahmen des Hedonic Pricing analysiert. Der Preis einer Immobilie hängt von einer Reihe von Attributen ab, wie etwa Größe, Alter und Qualität von Bauten, aber eben auch von der Umweltqualität in der Umgebung von Grundstücken oder der Nähe zu Naherholungsgebieten.

Sofern ein flexibler, funktionierender Grundstücksmarkt existiert, eignet sich die Methode insb. dafür, Attribute zu bewerten, welche die Individuen relativ gut beobachten können. Die Akteure auf einem Grundstücksmarkt haben in der Theorie über die Attribute vollständige Informationen. In der Realität liegen hinreichend gute Informationen etwa bezüglich Lärm und wahrnehmbarer Luftverschmutzung vor.

Vorteilhaft beim Hedonic Pricing ist wie bei der Reisekostenmethode, dass hier ebenfalls auf tatsächliche Marktdaten, also auf beobachtetes Verhalten auf Märkten zurückgegriffen wird.

Das Hedonic Pricing hat aber auch einige Nachteile. Bei der statistischen Auswertung können insb. eine Kollinearität zwischen den erklärenden Variablen sowie die Form der Regressionsfunktion die Ergebnisse stark beeinflussen. Um Hedonic Pricing erfolgreich einzusetzen, muss der Grundstücksmarkt jedoch relativ flexibel sein. Dies wird etwa für anglo-amerikanischen Grundstücksmärkte stärker angenommen als für den deutschen Grundstücksmarkt.

## B 1.7 Verwendung mehrerer Methoden

Die verschiedenen Bewertungsmethoden lassen sich **komplementär oder als Substitute** einsetzen. Im Falle einer Bewertung der Verschmutzung eines Flusses können z. B. die Reisekostenmethode sowie das Hedonic Pricing komplementär angewendet werden, weil jeweils auf *unterschiedliche* Betroffene abgestellt wird. Die Reisekostenmethode ermittelt einen Wert für Personen, welche den Fluss als Naherho-

---

<sup>236</sup> Vgl. für eine Anwendung auf die Wasserqualität D'Arge/Shogren 1988.

lungsgebiet nutzen würden; das Hedonic Pricing dagegen ermittelt den Wert für die Gruppe der Grundstücksbesitzer in Nähe des Flusses. Die Werte müssen entsprechend addiert werden. Im Falle der Bewertung einer Lärmbelastung im urbanen Raum würden dagegen das Hedonic Pricing und der Vermeidungskostenansatz Substitute darstellen, da sie auf die gleichen Betroffenen, hier die Haus- und Wohnungsbesitzer, abzielen.

Vor der Anwendung von RPM sind also die zu bewertenden Umweltqualitätsveränderungen bzw. die Externen Effekte sowie die dadurch Betroffenen zu identifizieren. Aufgrund dieser Informationen kann dann entschieden werden, ob eine oder mehrere Verfahren – komplementär oder als Substitute – eingesetzt werden sollten.

Auch falls nur ein Verfahren notwendig sein sollte, kann ein weiteres zur Einschätzung der Validität herangezogen werden. Liefern zwei Methoden ähnlich Werte, spricht dies für eine hohe Validität.

Der größte Vorteil der RPM wird darin gesehen, dass die Marktteilnehmer ihre Präferenzen auf einem realen Markt tatsächlich offenbaren. Der hypothetische Charakter einer Befragung wird also umgangen. Als eine zentrale Einschränkung in der Anwendung von RPM gilt die Unmöglichkeit, den **Passive-Use-Value** zu messen, so dass SPM hinzugezogen werden müssen.

Die *Spur im Markt* – also das Marktverhalten – muss darüber hinaus nicht den Präferenzen der Marktteilnehmer entsprechen. Wenn die Marktteilnehmer mangelnde Informationen haben, können sie diese nicht in ihrem Marktverhalten berücksichtigen. Der Wohlfahrtsverlust durch belastetes Trinkwasser etwa, kann mittels RPM nicht ermittelt werden, wenn die Betroffenen das Trinkwasser wie gewöhnlich konsumieren, weil sie keine Informationen über die Belastung haben.

Wie gezeigt, ergänzen sich die unterschiedlichen Methoden häufig und haben ihre spezifischen Vor- und Nachteile. Eine abschließende oder gar pauschale Beurteilung der Eignung verschiedener Methoden kann demnach nicht getroffen werden.<sup>237</sup>

---

<sup>237</sup> Vgl. Adamowitz/Louviere/Williams 1994.

## **B 2 Dosis-Wirkungs-Beziehungen und Produktionsfunktionen**

Im Rahmen von Dosis-Wirkungs-Beziehungen und Produktionsfunktionen werden *physische* Ursache-Wirkungs-Ketten zwischen Umweltwirkungen und Schädigungen analysiert. Speziell auf Produktionsfunktionen lässt sich abstellen, wenn ein Unternehmen auf Märkten geschädigt wird. Dies kann etwa durch erhöhte Produktionskosten oder verringerte Erlöse verursacht werden.<sup>238</sup> Es wird versucht, diese Marktverzerrungen zu analysieren.

Die Analyse von Dosis-Wirkungs-Beziehungen ist ein theoretisch fundierter Ansatz und lässt sich in der Praxis überall dort anwenden, wo Ursache-Wirkungs-Beziehungen solide modelliert werden können. Die Validität kann sehr hoch sein, ist aber stark vom untersuchten natürlichen Zusammenhang abhängig. Die Korrelation zwischen einer Verschmutzung von Gewässern und dem Rückgang eines Fischbestandes etwa kann u. U. statistisch solide analysiert werden. Die Methoden können allerdings bei komplexen bzw. noch unbekanntem naturwissenschaftlichen Zusammenhängen nicht angewendet werden. Ebenfalls problematisch ist die Anwendung bei sehr langen oder unbekanntem Zeiträumen zwischen dem Verursachen einer (womöglich erst lange später sichtbar werdenden) Umweltwirkung und einer Schädigung. Im Hinblick auf eine belastbare Anwendung müssen also möglichst viele Kausalzusammenhänge (Systemverständnis) in Bezug auf das Betrachtungsobjekt bekannt sein.

Auf der Ebene von Wasserkörpern oder Teileinzugsgebieten könnte der Analyse von Dosis-Wirkungs-Beziehungen als Vorstufe für die Bewertung mittels anderer ökonomischer Methoden eine Relevanz im Rahmen der WRRL zukommen.

## **B 3 Value Transfer**

Mit den bisher vorgestellten Methoden werden originäre Daten erhoben und ausgewertet. Eigene Datenerhebungen können allerdings kosten- und zeitintensiv sein.

---

<sup>238</sup> Aufgrund einer durch einen Oberlieger verursachte Umweltwirkung könnte ein Unterlieger gezwungen sein, durch Uferfiltrat entnommenes Wasser kostenintensiver zu aufzubereiten, was zu erhöhten Produktionskosten führt. Werden andererseits durch eine Umweltwirkung etwa Fischbestände reduziert, wirkt sich das auf die Fangquoten einer geschädigten Fischerei aus und führt zu Erlösschmälerungen.

Der Value Transfer<sup>239</sup> (auch: Benefit Transfer) bezeichnet das Vorgehen, Daten aus vorhandenen Bewertungsstudien für eigene Bewertungsvorhaben aufzubereiten und anzuwenden.

Bei der Anwendung eines Value Transfer ist zunächst das Betrachtungsobjektes zu definieren, um Aufschluss über mögliche Nutzenkomponenten zu gewinnen, Doppelzählungen und Auslassungen zu vermindern und eine Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Studie gleich zu Beginn zu gewährleisten. Die Wahl einer geeigneten Transfer-Studie erfolgt unter Berücksichtigung der methodischen Anforderungen im Hinblick auf die Bewertung des definierten Betrachtungsobjektes. Die Anspruchsgruppen sind zu identifizieren und bei Validierung der Bewertungsergebnisse und Aggregation der Werte möglichst einzubeziehen. Zu berücksichtigen sind stets mögliche Verzerrungen durch die Erhebungsmethodik der Transfer-Studie.

Die Anwendbarkeit des Value Transfer muss im Einzelfall stets anhand von Kriterien geprüft werden: In der Primärstudie müssen solide ökonomische Methoden eingesetzt sowie eine korrekte empirische Auswertung erfolgt sein. Vorteilhaft im Hinblick auf die Validität des Value Transfer selbst sind eine Vergleichbarkeit der Stichprobe (z. B. Bevölkerungszusammensetzung) mit der Grundgesamtheit, auf welche die Ergebnisse übertragen werden sollen, sowie eine Ähnlichkeit bzw. Vergleichbarkeit der Bewertungsobjekte.

Ein korrekt angewendeter Value Transfer könnte zu belastbaren Ergebnissen führen und Kosten für Primärerhebungen einsparen. In der Praxis können die Anforderungen an einen belastbaren Value Transfer allerdings nicht immer erfüllt werden. Zudem kann die Prüfung der Kriterien selbst kostenintensiv sein.<sup>240</sup>

---

<sup>239</sup>Vgl. Wilson/Hoehn 2006; Spash/Vatn 2006; Ready/Navrud 2006; Groothuis 2005; Brouwer 2000; Muthke/Elsasser/Meyerhoff 2001.

<sup>240</sup>Vgl. für empirische Arbeiten zur Prognosequalität des Value Transfer Muthke 2002 sowie Brouwer/Spaninks 1999

## Anhang C – Kurzbeschreibung der dynamischen Kostenvergleichsrechnung

Im Folgenden soll das Vorgehen bei der dynamischen KVR gemäß der Leitlinien der LAWA kurz erläutert werden. Abbildung 22 bietet hierzu eine Übersicht über den Ablauf einer dynamischen KVR.

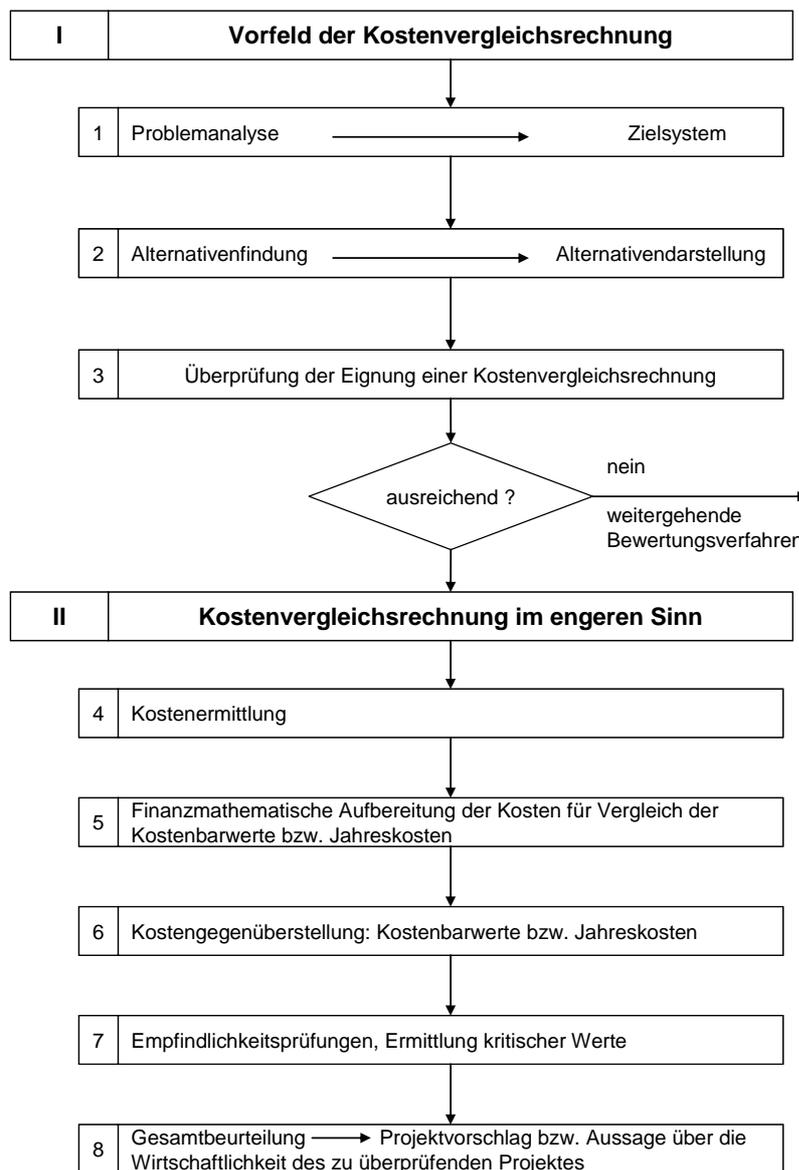


Abbildung 22: Ablaufschema einer dynamischen KVR<sup>241</sup>

<sup>241</sup> Vgl. LAWA 2005a, S. 2/1.

Die Schritte 1 und 2 im dargestellten Ablaufschema sind Teil der in Kapitel 4.3 beschriebenen Rahmenbedingungen und Maßnahmenentwicklung. Die wichtige Frage der Eignung der KVR (Schritt 3) soll später in diesem Abschnitt noch ausführlicher diskutiert werden.

Schritt 4 befasst sich mit der Kostenermittlung.<sup>242</sup> Relevante betriebswirtschaftliche Kosten sind zum einen die Investitionskosten (Kosten für Flächeninanspruchnahme und Projektentwicklung, Bau- und Erschließungskosten sowie die Reinvestitionskosten für Anlagenteile, die während der Laufzeit der Gesamtinvestition zu ersetzen sind) und zum anderen die laufenden Kosten (v. a. Personalkosten, Sachkosten und Energiekosten). Für die Kostenermittlung kommen je nach Stand der Planung bzw. Durchführung auf Basis der zum jeweiligen Stand vorliegenden Projektinformation unterschiedlich präzise und aufwändige Verfahren zur Anwendung<sup>243</sup>:

- Kostenschätzungen zur überschlägigen Ermittlung der Gesamtkosten im Rahmen der Vorplanung bzw. Vorauswahl: Dies erfolgt auf Basis möglichst genauer Bedarfsangaben (Mengengerüst) und fortgeschriebener Erfahrungswerte zu den Kosten (z. B. aus Kostendatensammlungen und Kostenkurven). Derartige Kostenschätzungen sind sowohl Grundlage der bereits skizzierten ökonomischen Plausibilitätsprüfungen im Rahmen der Maßnahmenentwicklung aber auch des Vergleichs von Maßnahmen im Rahmen der Integrierten ökonomischen Bewertung.
- Kostenberechnungen zur angenäherten Ermittlung der Gesamtkosten von Maßnahmen: Diese sollten im Rahmen der Integrierten ökonomischen Bewertung soweit vorhanden bei detaillierteren Vergleichen von Alternativen, falls eine Auswahl auf Basis der Kostenschätzungen zu unsicher erscheint, sowie bei der späteren Detailplanung von Maßnahmen zur Anwendung kommen.
- Kostenanschlag auf Basis angebotener Einheits- und Pauschalpreise bei der Vergabe (keine Anwendung im Rahmen dieser Untersuchung).
- Kostenfeststellung als abschließende Kostenermittlung im Rahmen der Kostenkontrolle: Die Kostenfeststellung dient auch als Datengrundlage für die

---

<sup>242</sup> Vgl. LAWA 2005a, S. 3/1 – 3/9.

<sup>243</sup> Welcher Aufwand bei der Kostenermittlung angemessen ist, hängt von der speziellen Problemstellung, u. a. der Größe des Projekts, dem Einfluss einer Kostenart auf das Gesamtergebnis sowie der Sensitivität der Alternativen bezüglich der jeweils zugrunde gelegten Kosten ab. Zu weiteren Anforderungen an die Qualität der Kosteninformationen vgl. LAWA 2005a, S. 3/4 und 3/5.

Aufstellung von Kostenkurven und Ableitung von Kostenrichtwerten und damit als Grundlage für Kostenschätzungen bei anderen Projekten.

Bei der Ermittlung der Kosten wird bezüglich der Berücksichtigung von Preisentwicklungen das Prinzip der Realbewertung zugrunde gelegt. Demnach sind Kostendaten aus früheren Jahren auf den Bezugszeitpunkt der Planung zu aktualisieren. Bei künftig anfallenden Kosten ist eine Preisentwicklung bei einer Kostenart nur dann zu berücksichtigen, wenn die erwartete nominale Entwicklung von der durchschnittlichen Preisentwicklung (Inflationsrate) abweicht.<sup>244</sup> Wird das Prinzip der Realbewertung angewendet, sind künftige Kosten anstelle eines Nominalzinssatzes mit einem Realzinssatz zu diskontieren.

Nach Ermittlung der Kosten sind diese finanzmathematisch aufzubereiten (Schritt 5 der KVR), um den zeitlichen Anfall der Kosten zu berücksichtigen.<sup>245</sup> Dazu werden vereinfachend alle in einer Periode erwarteten Kosten in einer nachschüssigen jährlichen Kostenreihe zusammengefasst. Das Grundkonzept zur Verarbeitung dieser Kostenreihe ist in der folgenden Abbildung verdeutlicht.

---

<sup>244</sup> Zu möglichen Fehlerquellen sowie der praktischen Anwendung der Realbewertung vgl. LAWA 2005a, S. 3/8 und 3/9.

<sup>245</sup> Vgl. LAWA 2005a, S. 4/1ff.

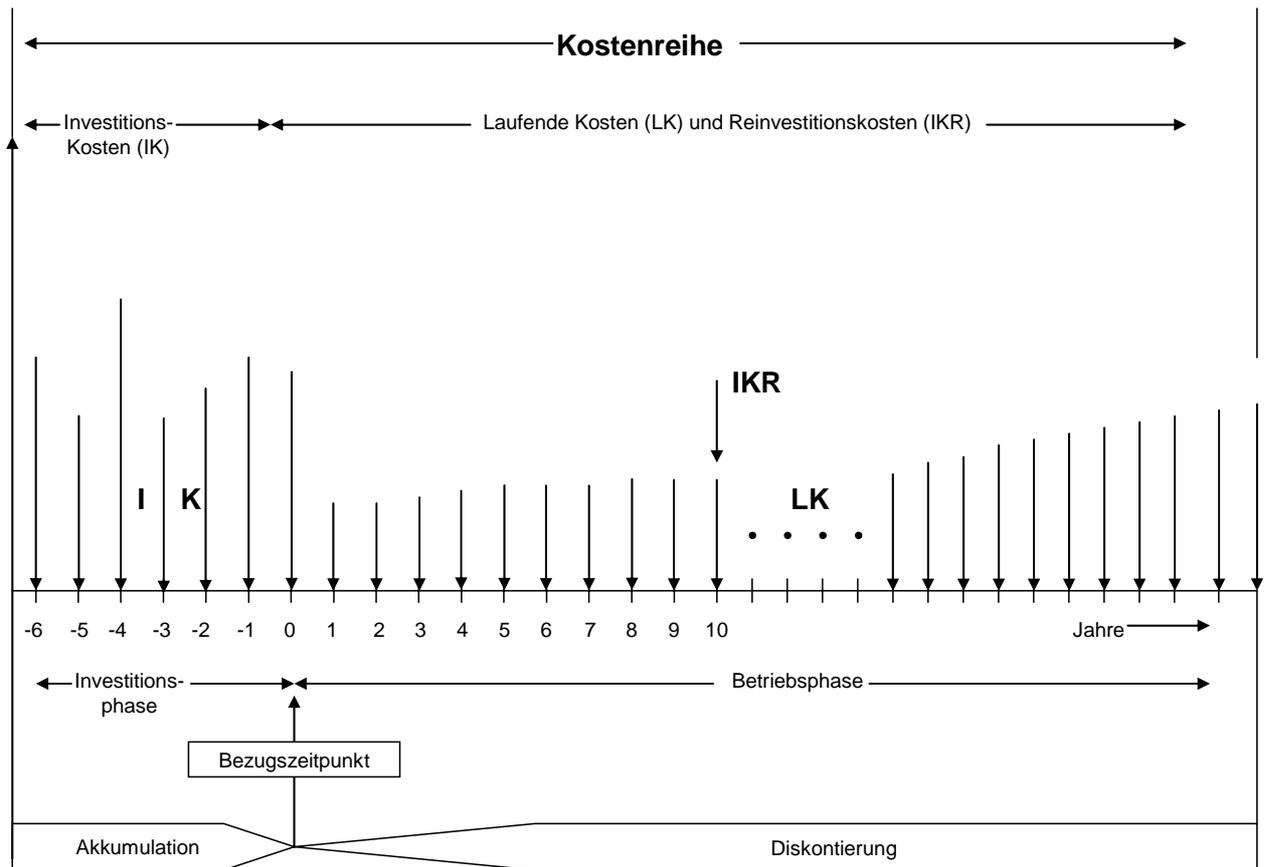


Abbildung 23: Grundkonzept der Verarbeitung der Kostenreihe einer Maßnahme im Rahmen der dynamischen KVR<sup>246</sup>

Gemäß LAWA wird als Bezugszeitpunkt für den Kostenvergleich der Beginn der Betriebsphase gewählt, d. h. die jährlichen Kosten der Investitionsphase werden auf diesen Bezugszeitpunkt aufgezinst (akkumuliert), die laufenden Kosten sowie ggf. Reinvestitionskosten der Betriebsphase dagegen abgezinst (diskontiert). Durch Addition der finanzmathematisch so aufbereiteten Kostenreihe erhält man den Projektkostenbarwert zum Bezugszeitpunkt. Wichtige Determinanten der KVR sind der Untersuchungszeitraum und der Zinssatz. Der Untersuchungszeitraum als Summe der Dauer von Investitions- und Betriebsphase wird in der Praxis aus der durchschnittlichen Nutzungsdauer vergleichbarer Anlagen abgeleitet. In der Wasserwirtschaft werden Basis-Untersuchungszeiträume für Anlagen der Wasserversorgung und Abwasserableitung von 60 Jahren zzgl. der jeweiligen Investitionsphase, bei Anlagen der Gewässerreinigung und Abwasserbehandlung von 30 Jahren zzgl. Investi-

<sup>246</sup> LAWA 2005a, S. 4 /1.

onsphase zugrunde gelegt.<sup>247</sup> Wenn zu vergleichende Alternativen unterschiedliche Nutzungsdauern aufweisen, ist aus Gründen der Nutzengleichheit die längste Nutzungsdauer zugrunde zu legen und die Alternativen mit kürzeren Nutzungsdauern durch Wiederholung der Investition, d. h. Reinvestition an die längste Nutzungsdauer anzupassen. Bezüglich des Zinssatzes empfiehlt die LAWA einen Realzinssatz von 3% als Standardwert i. V. m. einer Sensitivitätsanalyse in einer Bandbreite von 2% bis 5%.<sup>248</sup>

Anschließend kann eine Gegenüberstellung der Alternativen erfolgen (Schritt 6). Auf Basis der Projektkostenbarwerte der Alternativen lautet die allgemeine<sup>249</sup> Auswahlregel der KVR: Wähle diejenige Alternative, die bezogen auf den Bezugszeitpunkt den geringsten Projektkostenbarwert verursacht. Alternativ können die verschiedenen Projektkostenbarwerte durch eine finanzmathematische Transformation in jeweils konstante Jahreskosten überführt werden, dann lautet die Auswahlregel: Wähle diejenige Alternative, die die geringsten Jahreskosten aufweist. Insb. bei Alternativen in der engeren Auswahl empfiehlt sich die Durchführung von Sensitivitätsanalysen und die Ermittlung kritischer Werte zur Berücksichtigung von Unsicherheit bezüglich relevanter Variablen der KVR, v. a. bei Zinssatz, Nutzungsdauer und Kostenansätzen (Schritt 7).

---

<sup>247</sup> Vgl. LAWA 2005a, S. 4/2.

<sup>248</sup> Vgl. LAWA 2005a, S. 4/3.

<sup>249</sup> Zu Anpassungen der KVR in speziellen Fällen vgl. LAWA 2005a, S. 5/1ff.