

# **Erhebung, Analyse und Bewertung geeigneter Verfahren zur Variantenuntersuchung in der Siedlungswasserwirtschaft**

## **Endbericht**

**Datum: 10.05.2004**



lebensministerium.at

## **Auftragnehmergemeinschaft**

### ***Universität für Bodenkultur, Wien - Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt:***

Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz (ISIG)

Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau

### ***Universität Leeds, GB***

*Leeds Institute of Environmental Science and Management (LIFE)* ([www.env.leeds.ac.uk/research/life](http://www.env.leeds.ac.uk/research/life)) -  
*Arbeitsgruppe Umweltökonomie*

### ***DI Dr. Johann Wimmer***

Umweltanwalt f. Oberösterreich, Linz

### ***Dr. Norbert Brunner***

Universitätsdozent, Inst. f. math. Analysis, TU Wien

A.o. Univ. Prof., Institut f. Mathematik, BOKU Wien

### ***Dr. Flögl Hydro Consulting Engineers (FHCE), Linz***

***ScandiaConsult Sverige AB, Stockholm, Schweden*** ([www.scc.se](http://www.scc.se))

### ***Büro Dr. Lengyel ZT GmbH (BDL), Wien***

### **Projektleitung:**

Ao. Univ. Prof. DI Dr. Raimund Haberl (ISIG-BOKU)

Ao. Univ. Prof. Dr. Norbert Brunner (TU-Wien, BOKU)

Dipl. Ing. Markus Starkl (ISIG-BOKU)

**Editoren:** Starkl, Brunner, Haberl

### **ProjektmitarbeiterInnen:**

Ao. Univ. Prof. Dr. Otto Moog, DI Ursula Grasser (IHG-BOKU)

o. Univ. Prof. DI Dr. Hans Peter Nachtnebel (IWHW-BOKU)

Dr. Mag. Sigrid Stagl (LIFE, Universität Leeds)

DI Dr. Johann Wimmer, Umweltanwalt für OÖ

BR h.c. DI Dr. Werner Flögl, DI Szewieczek (FHCE)

Mats Rostö, Dr. Erik Karmann, Denis van Moeffaert (SCC)

DI Roland Hohenauer, DI Wolfgang Geyer, DI Josef Kitzberger (BDL)

# INHALTSVERZEICHNIS

<b>0. KURZFASSUNG</b> .....	<b>1</b>
<b>1. EINLEITUNG</b> .....	<b>6</b>
1.1. KONTEXT UND UMFANG DER ARBEIT .....	6
1.2. RAHMENBEDINGUNGEN DER SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFTLICHEN PLANUNG (SWP).....	8
1.3. INHALT DES BERICHTES .....	9
<b>2. ERHEBUNG VON BEWERTUNGSVERFAHREN</b> .....	<b>12</b>
2.1. BEHÖRDENVERFAHREN .....	14
2.1.1. <i>Wasserrechtliches Bewilligungsverfahren und Varianten</i> .....	15
2.1.2. <i>Umweltverträglichkeitsprüfung in Österreich</i> .....	16
2.1.3. <i>Einfache Umweltverträglichkeitsprüfung im Bereich der SWW am Beispiel Schwedens</i> .....	18
2.2. EINFACHE BEWERTUNGSVERFAHREN .....	19
2.2.1. <i>Brainstorming</i> .....	20
2.2.2. <i>Verhandlungsverfahren</i> .....	21
2.2.3. <i>Einfache ökologische Risikoanalyse</i> .....	23
2.3. ÖKONOMISCHE BEWERTUNGSVERFAHREN.....	25
2.3.1. <i>Kostenvergleichsrechnung</i> .....	26
2.3.2. <i>Kosten-Nutzen-Analyse (KNA)</i> .....	27
<i>Grundlagen: Planungsrechnung (Optimierung)</i> .....	29
2.3.3. <i>Lineare Systemoptimierung</i> .....	32
2.3.4. <i>Regional Wastewater Systems Planning (RWSP)</i> .....	34
2.3.5. <i>VAROPT</i> .....	36
2.4. ÖKOBILANZEN .....	37
<i>Grundlagen: Ökobilanzen nach ISO 14040</i> .....	38
2.4.1. <i>Methode der kritischen Volumina (BPEO Index)</i> .....	41
2.4.2. <i>Methode der ökologischen Knappheit</i> .....	42
2.4.3. <i>Materialintensität pro Serviceeinheit (MIpS)</i> .....	43
2.4.4. <i>Sustainable Process Index (SPI)</i> .....	44
2.4.5. <i>URWARE</i> .....	45
2.5. MULTIATTRIBUTIVE VERFAHREN (NUTZENFUNKTIONEN).....	46
2.5.1. <i>Multiattributive Werttheorie (MAUT)</i> .....	47
2.5.2. <i>SMART, SWING und verwandte Verfahren</i> .....	50
2.5.3. <i>Klassische Nutzwertanalyse (NWA)</i> .....	51
2.5.4. <i>Compromise Programming</i> .....	53
2.5.5. <i>Composite Programming</i> .....	55
2.5.6. <i>Erweiterte Nutzwertanalyse</i> .....	56
2.6. REIHUNGSVERFAHREN (OUTRANKING).....	57
2.6.1. <i>Bausteine der Reihungsverfahren: Wahlverfahren</i> .....	58
2.6.2. <i>ELECTRE I und IS</i> .....	61
2.6.3. <i>ELECTRE II, III, IV</i> .....	63
2.6.4. <i>ELECTRE TRI</i> .....	65
2.6.5. <i>PROMETHEE I und II</i> .....	66
2.6.6. <i>Interpretationsverfahren</i> .....	68
2.7. SPEZIELLE VERFAHREN.....	69
2.7.1. <i>Kosten-Wirksamkeitsanalyse</i> .....	70

2.7.2.	<i>Analytischer hierarchischer Prozess (AHP)</i> .....	71
2.7.3.	<i>NAIADE</i> .....	73
2.7.4.	<i>REGIME</i> .....	75
2.7.5.	<i>Zielgewichtung</i> .....	76
<b>3.</b>	<b>PROBLEMDEFINITION UND AUSWAHL</b> .....	<b>77</b>
3.1.	DER IST-ZUSTAND AUS SICHT DER PRAXIS .....	77
3.1.1.	<i>Anforderungen an zukünftige Variantenuntersuchungen</i> .....	77
3.1.2.	<i>Praxis der Variantengenerierung und Bewertung</i> .....	77
3.1.3.	<i>Objektivität, Nachvollziehbarkeit und Transparenz</i> .....	79
3.1.4.	<i>Erfahrungen mit nachträglicher Genehmigung lt. § 121 WRG</i> .....	79
3.1.5.	<i>Erfahrung mit dem Anzeigeverfahren gemäß § 114 bzw. § 115 WRG</i> .....	80
3.2.	AUSWAHL VON 12 BEWERTUNGSVERFAHREN.....	81
<b>4.</b>	<b>ANALYSE DER AUSGEWÄHLTEN BEWERTUNGSVERFAHREN</b> .....	<b>83</b>
4.1.	MATHEMATISCHE ANALYSE .....	83
4.1.1.	<i>Methodischer Rahmen</i> .....	84
4.1.2.	<i>Bewertung nach einem vorgegebenen Ziel</i> .....	85
4.1.3.	<i>Indizes mit Wahlfreiheiten</i> .....	87
4.1.4.	<i>Direkte Vergleiche</i> .....	89
4.1.5.	<i>Sonstige Verfahren</i> .....	91
4.2.	THEORETISCHE ANALYSE .....	93
4.2.1.	<i>Axiomatische Analyse der Verfahren</i> .....	93
<b>5.</b>	<b>BEWERTUNG DER BEWERTUNGSVERFAHREN</b> .....	<b>97</b>
5.1.	BEWERTUNG DER RECHTLICHEN VERTRÄGLICHKEIT .....	97
5.1.1.	<i>Förderungsrechtliche Rahmenbedingungen</i> .....	97
5.1.2.	<i>Umweltrechtliche Rahmenbedingungen</i> .....	98
5.1.3.	<i>Umsetzung der Rechtsvorschriften</i> .....	99
5.1.4.	<i>Praktische Durchführung von Variantenuntersuchungen</i> .....	100
5.2.	BEWERTUNG AUS ÖKOLOGISCHER SICHT .....	102
5.2.1.	<i>Einleitung und Ziel</i> .....	102
5.2.2.	<i>Gewässerökologie (Aquatischer Bereich Oberflächenwasser)</i> .....	103
5.3.	BEWERTUNG AUS ÖKONOMISCHER SICHT .....	125
5.3.1.	<i>Einleitung</i> .....	125
5.3.2.	<i>Theoretische Grundlagen der ökonomischen Bewertung</i> .....	126
5.3.3.	<i>Evaluation der Verfahren</i> .....	132
5.3.4.	<i>Beispiele</i> .....	144
5.4.	BEWERTUNG DER BEWERTUNGSVERFAHREN .....	153
5.4.1.	<i>Inhaltliche Gültigkeit: Formulierung des Bewertungsanliegens</i> .....	153
5.4.2.	<i>Inhaltliche Gültigkeit: Gemeinsame Betrachtung von Ökologie und Ökonomie</i> .....	155
5.4.3.	<i>Beurteilung der Bewertungsverfahren</i> .....	159
<b>6.</b>	<b>EMPFEHLUNGEN</b> .....	<b>164</b>
6.1.	EINLEITUNG .....	164
6.1.1.	<i>Gliederung</i> .....	164
6.1.2.	<i>Methodik für die Erarbeitung der Empfehlungen</i> .....	164
6.2.	GENERIERUNG, BEWERTUNG UND OPTIMIERUNG VON VARIANTEN.....	167
6.2.1.	<i>Generierung von Varianten</i> .....	167
6.2.2.	<i>Bewertung von Varianten</i> .....	168
6.2.3.	<i>Optimierung der Varianten</i> .....	174

6.3.	EMPFEHLUNGEN FÜR DIE GESTALTUNG DES ENTSCHEIDUNGS- UND PLANUNGSPROZESSES .....	175
6.3.1.	<i>Gestaltung des Entscheidungsprozesses</i> .....	175
6.3.2.	<i>Gestaltung des Planungsprozesses</i> .....	176
6.4.	EINFLUSS DER RAHMENBEDINGUNGEN AUF DIE BEWERTUNG VON VARIANTEN .....	179
6.5.	UMWELTPOLITISCHE ANMERKUNGEN .....	182
6.6.	ZUSAMMENFASSUNG DER EMPFEHLUNGEN .....	183
<b>7.</b>	<b>REFERENZEN</b> .....	<b>185</b>

## **AUTOREN:**

### **1. Einleitung**

Starkl, Brunner, Geyer, Szewieczek, Haberl, Nachtnebel, Wimmer

### **2. Erhebung von Bewertungsverfahren**

- 2.1 Behördenverfahren: Starkl, Karrman
- 2.2 Einfache Verfahren: Brunner, Starkl
- 2.3 Ökonomische Verfahren: Starkl, Brunner, Nachtnebel
- 2.4 Ökobilanzen: Karrman, Brunner
- 2.5 Multiattributive Verfahren: Brunner, Nachtnebel, Starkl, Szewieczek
- 2.6 Reihungsverfahren: Brunner, Stagl, Starkl
- 2.7 Spezielle Verfahren: van Moeffaert, Brunner, Starkl, Nachtnebel

### **3. Problemdefinition und Auswahl**

Starkl, Szewieczek, Geyer, Brunner, Haberl, Nachtnebel, Wimmer

### **4. Analyse der ausgewählten Bewertungsverfahren**

- 4.1 Brunner
- 4.2 Brunner, Starkl

### **5. Bewertung der Bewertungsverfahren**

- 5.1 Wimmer
- 5.2 Moog, Grasser
- 5.3.1-5.3.3 Stagl
- 5.3.4 Nachtnebel
- 5.4 Brunner, Starkl

### **6. Empfehlungen**

Starkl, Brunner, Wimmer, Szewieczek, Geyer, Haberl, Nachtnebel

**Editoren:** Starkl, Brunner, Haberl

## **VORBEMERKUNG:**

Bezeichnungen wie Entscheidungsträger, Bewerter, etc. beziehen sich immer sowohl auf Frauen als auch auf Männer.

# **0. KURZFASSUNG**

Der Endbericht umfasst:

1. Eine Einleitung in die Thematik (Kapitel 1)
2. die Erhebung von Bewertungsverfahren (Kapitel 2),
3. die Beschreibung des Ist-Zustandes der Variantenuntersuchung in der österreichischen SWW (Kapitel 3.1) sowie
4. die Auswahl von 13 Bewertungsverfahren (Kapitel 3.2)
5. Analyse der ausgewählten Bewertungsverfahren (Kapitel 4)
6. Bewertung der ausgewählten Bewertungsverfahren basierend auf umwelt-ökonomischen, umweltrechtlichen und ökologischen Betrachtungen (Kapitel 5)
7. Ausarbeitung von Empfehlungen (Kapitel 6)

## Zusammenfassung der Ergebnisse der Studie:

Die Rahmenbedingungen der SWW zielen auf die Planung der kostengünstigsten technischen Variante ab, die ökologisch verträglich ist. Demgegenüber gibt es das Bewertungsanliegen einer gleichzeitigen Optimierung des ökologischen und ökonomischen Nutzens (vgl. die Wasserpolitik der österreichischen Bundesregierung) sowie das einer „nachhaltigen“ technischen Variante (vgl. EU WRRL sowie zahlreiche internationale Programme). Über die praktische Umsetzung der letztgenannten Ziele gibt es international noch keinen Konsens. Der Grund ist die hohe Komplexität dieser Fragestellung, die Gegenstand aktueller Forschungsprojekte ist. Alle verfügbaren Bewertungsverfahren (also monetäre, nicht-monetäre und spezielle Verfahren) weisen unterschiedliche Vor- und Nachteile auf und haben daher Befürworter und Gegner. Hinzu kommen Probleme der Implementierung. So hat die Studie z.B. auf die Diskrepanz zwischen dem Ziel einer Optimierung des ökologischen und ökonomischen Nutzens und den praktischen Anforderungen (technisch und wirtschaftlich optimale Lösung, einfache Beurteilungsmöglichkeit) von Ausschreibungsverfahren hingewiesen (z.B. wird eine allf. alternativ angebotene Variante im Rahmen eines Ausschreibungsverfahrens i.d.R. nach technisch-wirtschaftlichen Kriterien beurteilt).

Dies hat in der Studie zum Schluss geführt, dass auch zukünftig auf der Ebene von konkreten Planungsprojekten die kostengünstigste technische Variante gesucht werden soll, die in allen relevanten Kriterien (ökologisch, technisch, etc.) verträglich ist. Um aber eine höhere Transparenz und Nachvollziehbarkeit zu ermöglichen, hat die Studie verschiedene Maßnahmen empfohlen, die in sieben Planungsschritten zusammengefasst sind. Dazu zählen insbesondere Vorschläge zum Umgang mit den für die SWW typischen intangiblen (nicht quantifizierbaren) Kriterien. Sie sollten durch Randbedingungen (Ausschlusskriterium) ausgedrückt oder monetär bewertet werden und nur, wo dies nicht möglich ist, wird ein Vergleich mit einfachen Bewertungsverfahren (z.B. Reihung nach dem wichtigsten Kriterium) empfohlen.

Nationale und internationale umweltpolitische Vorgaben erheben aber auch die Forderung nach allgemein nachhaltigen Lösungen (siehe oben). Diese Forderung ist v.a. dann relevant, wenn zahlreiche Kriterien berücksichtigt werden müssen, die nicht durch eine Randbedingung ersetzt werden können oder wenn Interessenskonflikte (z.B. im Kontext von Bürgerbeteiligungsverfahren) bestehen. In so einem Fall kann mit einfachen Methoden kaum das Auslangen gefunden werden. Komplexere Bewertungsverfahren können dann eine Entscheidungsunterstützung leisten. Derartige Fragestellungen können sich z.B. im Rahmen von überregionalen, sektorübergreifenden oder strategischen Planungen ergeben (z.B. Energiebereich, überregionaler Straßenbau, allgemeine wasserwirtschaftliche Fragen, etc.), die wiederum Rückschlüsse auf die umweltpolitischen Zielsetzungen geben können. Ein möglicher Anwendungsbereich kann sich auch aus den Anforderungen der EU WRRL ergeben. Zu diesem Themenbereich besteht noch

erheblicher Forschungsbedarf und so gibt die Studie darüber keine allgemein gültigen Empfehlungen ab. Doch es wird vor der „naiven“ Anwendung derartiger Verfahren gewarnt.

## Kapitel 1: Einleitung

In diesem Kapitel werden der Umfang und der Kontext der gegenständlichen Arbeit skizziert sowie erfolgt eine Definition der Begriffe Generierung, Bewertung und Optimierung von Varianten. Weiters erfolgt auch eine Darstellung der Rahmenbedingungen der siedlungs-wasserwirtschaftlichen Planung, welche den Planungsablauf definieren. Diese Rahmenbedingungen umfassen in dieser Arbeit den Ablauf der Planung von der ersten Variantenstudie bis zur Kollaudierung der Anlagen. Kern der SWP ist die wasserrechtliche Bewilligung. Neben dem klassischen Ablauf gibt es verschiedene „alternative“ Abläufe, wie z.B. funktionale Ausschreibung, Kooperationsmodell, Betreibermodell, etc.

## Kapitel 2: Erhebung von Verfahren:

Bewertungsverfahren können prinzipiell in unterschiedliche Gruppen eingeteilt werden, die sich durch verschiedene Zugänge zur Bewertung unterscheiden. Entsprechend der für die SWW relevanten Charakteristika wurde die u.a. Gruppeneinteilung vorgenommen (ohne Anspruch auf Absolutheit). Für jede Gruppe (insbesondere multiattributive und Reihungsverfahren) gibt es eine Vielzahl von möglichen Ideen, von denen hier nur die bekanntesten (bzw. in der SWW und ähnlichen Bereichen eingesetzten) wiedergegeben werden können.

1. Behördenverfahren: Diese Gruppe umfasst die wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren und die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP), die rechtliche Rahmenbedingungen definieren, aber keine Bewertung im engeren Sinn darstellen. Sie stellen somit die Basis für den möglichen Einsatz von Bewertungsverfahren dar. Die UVP wird hier deshalb beschrieben, da sie in mehreren europäischen Ländern in einer vereinfachten Form auch für kleinere siedlungswasserbauliche Anlagen durchgeführt werden muss. Dies ist am Beispiel Schwedens dargestellt.
2. Einfache Verfahren: Diese Gruppe umfasst Verfahren, die nahezu ohne technische Hilfsmittel ausgeführt werden können (Brainstorming, Verhandlungsverfahren, einfache ökologische Risikoanalyse).
3. Ökonomische Verfahren: Zu dieser Gruppe zählen die Kostenvergleichsrechnung, die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) zur gemeinsamen Bewertung ökologischer und ökonomischer Kriterien und die Verfahren der Planungsrechnung (Lineare Systemoptimierung, RWSP, VAROPT) zur Generierung kostenoptimaler Varianten.
4. Ökobilanzen: Diese Gruppe auf der Basis von ISO 14040 umfasst Methoden, die schwerpunktmäßig die ökologischen Auswirkungen von Anlagen und Prozessen nach vorgegebenen Wertgewichtungen betrachten (Methode der kritischen Volumina, der ökologischen Knappheit, MIPs, SPI, URWARE).
5. Multiattributive Verfahren: Die Verfahren dieser Gruppe (MAUT, SMART, SWING, klassische und erweiterte Nutzwertanalyse, Compromise und Composite Programming) erlauben den Anwendern, ein Bewertungsanliegen über einen Index zu definieren und mit variablen Wertgewichtungen gesamthaft zu bewerten.
6. Reihungsverfahren: Mit dieser aus Wahlverfahren aufgebauten Gruppe von Verfahren (ELECTRE I, IS, II, III, IV, TRI, PROMETHEE I, II, Interpretationsverfahren) werden keine Alternativen generiert, sondern (basierend auf bekannten Eigenschaften und allfälligen Präferenzen für definierte Kriterien) nur Reihungen.
7. Spezielle Verfahren: Die Verfahren dieser Gruppe kombinieren die Methodik unterschiedlicher Gruppen (Kosten-Wirksamkeitsberechnung, AHP und NAIADE) bzw. weichen deutlich von den obigen Gruppen ab (Zielgewichtung, REGIME).



### Kapitel 3: Problemdefinition und Auswahl

#### Sicht des Ist-Zustandes aus der Praxis:

National (wie international) erfolgt der Variantenvergleich in der SWW v.a. auf Basis einer Kostenvergleichsrechnung sowie einer allfällige verbalen Beurteilung der nicht-monetären Aspekte. Im Kap. 3.1 wird dargestellt, dass nicht-monetäre (intangible) Aspekte einen wesentlichen Einfluss auf die Variantenauswahl haben können, diese aber in der Regel nur mit einfachen Bewertungsverfahren in die Gesamtbewertung einfließen. Dadurch wird die Transparenz und Nachvollziehbarkeit des Bewertungsvorganges oft reduziert.

#### Auswahl von 12 Bewertungsverfahren:

In einem internen Workshop wurden 12 Verfahren ausgewählt, basierend auf den in Kap. 3.2 ausgeführten Überlegungen. Diese Auswahl basiert vor allem auf formalen Aspekten und nicht auf einer eingehenden inhaltlichen Analyse der Verfahren. Auf Wunsch der AG wurde zusätzlich VAROPT ausgewählt.

Von den einfachen Verfahren wurde das Verhandlungsverfahren ausgewählt, weil es vor allem im Hinblick auf die rechtlichen Rahmenbedingungen Potentiale bietet. Die ökologische Risikoanalyse wird häufig verwendet und daher ebenfalls untersucht.

Von den ökonomischen Verfahren wurde die Kostenvergleichsrechnung ausgewählt, um den Vergleich mit dem Ist-Zustand zu ermöglichen. Die Kosten-Nutzen-Analyse wird in ähnlichen Bereichen häufig angewendet und ist daher als allgemein bekanntes Verfahren ausgewählt worden. Die Optimierungsverfahren sind im Vergleich zu den ausgewählten Verfahren aus anderen Gruppen weniger ausgereift und wurden daher zurückgestellt. Auf Wunsch der AG wurde aber auch VAROPT ausgewählt.

Bei den Ökobilanzen wurden die Methode der kritischen Volumina ausgewählt, weil sie den Prototyp für einen ökologischen Index definiert. Weiter wurde URWARE ausgewählt, weil es speziell auf die SWW zugeschnitten ist. Die anderen Verfahren sind im Prinzip ähnlich bzw. orientieren sich nicht an den rechtlichen Rahmenbedingungen.

Bei den multiattributiven Verfahren wurde die klassische Nutzwertanalyse ausgewählt, weil sie allgemein als der Prototyp dieser Verfahren bekannt ist. Compromise Programming wird als eine im Bereich der Wasserwirtschaft bekannte Methode ebenfalls untersucht. Die anderen Verfahren sind weniger bekannt und ähnlich.

Bei den Reihungsverfahren wurden ELECTRE I und PROMETHEE II ausgewählt, weil sie zwei für diese Gruppe typische Strategien in einfacher Form realisieren. Die Gruppe der Wahlverfahren wird als Baustein von anderen Verfahren dort mitbesprochen und die weiteren Verfahren sind wesentlich komplexer und werden daher nicht berücksichtigt.

Bei den sonstigen Verfahren werden die Kosten-Wirksamkeitsanalyse und der analytische hierarchische Prozess als die beiden bekanntesten Verfahren untersucht. Die anderen Verfahren sind sehr komplex bzw. sehr spezialisiert.

### Kapitel 4: Analyse der ausgewählten Bewertungsverfahren

Entsprechend dem Angebot stellt dieses Kapitel in 4.1 die spezifischen mathematischen Konzepte der Bewertungsverfahren dar, soweit sie einer Erklärung bedürfen. Anschließend wird in Kap. 4.2 eine Übersicht über die axiomatische Analyse von Bewertungsverfahren geliefert. Zu diesem Zweck werden die zusätzlichen Prämissen der Bewertungsverfahren formuliert und geprüft: Einerseits werden die für ein Verfahren gültigen Axiome identifiziert und in Kapitel 5.4 u.a. auf ihre inhaltliche Bedeutung hin

untersucht. Andererseits definiert ein Bewertungsanliegen implizit ein Set von Axiomen und schränkt damit die zur Auswahl stehenden Verfahren ein.

#### Kapitel 5: Bewertung der Bewertungsverfahren

In Kapitel 5.1 folgt eine Darstellung der umweltrechtlichen Rahmenbedingungen an die Variantenuntersuchung in der SWW sowie eine grundlegende Beurteilung der rechtlichen Verträglichkeit der ausgewählten Bewertungsverfahren im Kontext der verschiedenen umweltrechtlichen Anforderungen (z.B. Ziele des UFG). Weiters, erfolgt eine kurze Darstellung der allgemeinen Problematik im Hinblick auf die Abbildung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen.

Diese Problematik wird in Kap. 5.2 am Beispiel gewässerökologischer Auswirkungen von siedlungswasserbaulichen Anlagen ausführlich dargelegt. Dieses Kapitel beschäftigt sich insbesondere mit den Möglichkeiten der Prognose von gewässerökologischen Auswirkungen, da diese in der Praxis oft eine wichtige Rolle für den Vergleich von technischen Varianten in der Abwasserentsorgung spielen. Weiters gibt dieses Kapitel noch einen kurzen Überblick über weitere relevante ökologische Kriterien entsprechend der Technischen Richtlinien.

Im Kap. 5.3 werden die Möglichkeiten analysiert, die ökologische Bewertung in die Ökonomische zu integrieren, d.h. es erfolgt eine Analyse des Standes der Wissenschaft in den Bereichen Umweltökonomie und ökologische Ökonomie. Insbesondere beinhaltet dieses Kapitel auch Überlegungen zur Nachhaltigkeit aus volkswirtschaftlicher Sicht.

Im Kap. 5.4 erfolgt abschließend eine vergleichende Bewertung der Bewertungsverfahren, basierend auf den umweltrechtlichen Anforderungen und unter Anwendung der in Kap. 4 vorgestellten Axiome. Insbesondere erfolgt die Beurteilung der ausgewählten Bewertungsverfahren nach folgenden 4 Kriterien: inhaltliche Gültigkeit, Datengrundlage, Akzeptanz und Manipulierbarkeit. Weiters, beinhaltet dieses Kap. eine Zusammenstellung von typischen Bewertungsanliegen an die SWW, die sich aus der Praxis und den rechtlichen Rahmenbedingungen ergeben.

#### Kapitel 6: Empfehlungen

Die Empfehlungen beziehen sich auf die Generierung, Bewertung und Optimierung von Varianten sowie auf die Gestaltung des Entscheidungs- und Planungsprozesses.

Sie berücksichtigen die notwendige enge Abstimmung mit den praktischen und rechtlichen Anforderungen an Variantenuntersuchungen. Für die Abstimmung auf die praktischen Anforderungen wurden 2 Workshops mit dem AK SWW während der Projektbearbeitungsphase durchgeführt und in Kap. 5.1 wurden die rechtlichen Rahmenbedingungen skizziert. **Bei der Ausarbeitung der Empfehlungen wurden insbesondere folgende Kriterien berücksichtigt:**

- (1) Inhaltliche und strukturelle Gültigkeit**
- (2) Realisierbarkeit und Akzeptanz**
- (3) Objektivität, Unvoreingenommenheit, Transparenz und Nachvollziehbarkeit**
- (4) Überprüfbarkeit der Annahmen**
- (5) Überprüfbarkeit des Entscheidungsprozesses**
- (6) Planungsumfang**

Prinzipiell wird in der Studie zwischen **konkreten Planungen** und **überregionalen Konzepten** (z.B. im Sinne der EU WRRL) sowie zwischen den 3 generellen Bewertungsanliegen unterschieden:

- A: Minimierung der Kosten bei ökologischer Verträglichkeit
- B: Maximierung der Kosteneffektivität
- C: Maximierung des ökonomischen und ökologischen Nutzens

Darüber hinaus werden verschiedene, nicht quantifizierbare (intangible) Bewertungskriterien vorgestellt, die das generelle Bewertungsanliegen oft modifizieren und konkretisieren.

Für **konkrete Planungen** werden i.d.R. **Bewertungsanliegen A** (zugehörige Bewertungsmethode: **Kostenvergleichsrechnung**) sowie ev. vereinfachte Effizienzmaße (entsprechend Bewertungsanliegen B) ausreichend sein.

Von Bewertungsanliegen C wird auf der Ebene konkreter Planungen abgeraten, da eine zufriedenstellende Entscheidungsfindung der integrativen Maximierung des ökonomischen und ökologischen Nutzens in der Praxis kaum möglich ist. Weiters wird empfohlen, eine **Aggregation von Teilergebnissen (ökonomische, ökologische und intangible Kriterien) soweit als möglich zu vermeiden**. Intangible Kriterien sollten dabei möglichst in Randbedingungen umgewandelt und ev. auch ökonomisch bewertet werden.

Für jene Entscheidungskriterien, für die eine **Aggregation von Teilergebnissen unumgänglich** ist, können verschiedene Bewertungsverfahren (NWA, Reihungsverfahren) angewendet werden. Es werden aber im Sinne der Transparenz, Nachvollziehbarkeit, Unvoreingenommenheit und Objektivität **einfache Methoden** (z.B. Reihung nach dem dominanten Kriterium, einfache Wahlverfahren) empfohlen.

Demgegenüber ist für **überregionale Konzepte** auch **Bewertungsanliegen C** möglich. Hier wird die **kompetente Anwendung von aggregierenden Methoden** (NWA, Electree, etc.) empfohlen, da hier sehr viel mehr Varianten und Kriterien zu berücksichtigen sind. Für diese Anwendung fehlen z.Z. aber die umweltpolitischen Voraussetzungen (vgl. Kap 5.1 und 6.5).

Ein wesentliches Element einer transparenten, nachvollziehbaren und objektiven Variantenstudie ist ein strukturierter Planungsablauf. Es werden die folgenden 7 Planungsschritte für den klassischen Planungsablauf empfohlen, die z.B. in die Technischen Richtlinien implementiert werden könnten:

- (1.) Generierung und Vorauswahl der möglichen Varianten**
- (2.) Auswahl der Kriterien und Formulierung des Bewertungsanliegens**
- (3.) Reduktion der Kriterien und der Varianten**
- (4.) Darstellung der Datenlage**
- (5.) Maßnahmen zur Verringerung allfälliger Datenunsicherheiten**
- (6.) Bewertung der Varianten**
- (7.) Entscheidung**

Darüber hinaus wurde auch der Einfluss der siedlungswasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen auf die Bewertung von Varianten untersucht. Prinzipiell ist anzumerken, dass alternative Rahmenbedingungen (im Sinne von PPPs, z.B. Betreibermodell) interessante Möglichkeiten bieten können, aber zurzeit generell (weltweit) ein politisch sensibles Thema darstellen. Insbesondere ist bei der Anwendung dieser Modelle die Gestaltung der Rahmenbedingungen zu beachten.

# 1. Einleitung

## **1.1. Kontext und Umfang der Arbeit**

Die gegenständliche Arbeit beruht auf der durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft ausgeschriebenen Leistung (GZ 76.600/09-VII/6/03) und dem Angebot des Projektteams vom 01.06.2003. Die Arbeit umfasst die Erhebung, Analyse und Bewertung von Verfahren (Methoden) die für die Generierung, Bewertung und Auswahl von Varianten in der österreichischen Siedlungswasserwirtschaft (vgl. UFG, Technische Richtlinien) eingesetzt werden können. Ziel der Arbeit ist, Verfahren zu empfehlen, die gegenüber dem IST-Zustand (siehe Kap. 3) zu einer Verbesserung der Transparenz, Objektivität und Nachvollziehbarkeit führen können, und mit denen die ökonomisch und ökologisch beste Variante ermittelt werden kann.

Der Umfang der Arbeit ist im Angebot eingehend dargestellt. Im Folgenden sollen die **wesentlichen Aspekte** kurz erläutert werden. Für den vorliegenden Endbericht sind Bewertungsverfahren und die Problembereiche für ihre mögliche Anwendung in der SWW erhoben worden. Insbesondere wurde für eine erste Stärken-Schwächen-Analyse der einzelnen Verfahren die vorherrschende Lehrmeinung erhoben. Im Hinblick auf die ausstehende Prüfung ist sie von vorläufigem Charakter: 12 Verfahren sind für eine eingehende Analyse und Bewertung im zweiten Teil der Studie ausgewählt worden.

Die **Rahmenbedingungen** für die Generierung und Bewertung von Varianten in der SWW sind in Gesetzen und Richtlinien vorgegeben (wie WRG, UFG). Grundsätzlich wird der Ausgangspunkt für ein Bewertungsverfahren ein Modell der **rationalen Entscheidungsfindung** sein. Es sieht drei Schritte vor:

1. Die Aufstellung eines Zielsystems und seine Auflösung in Kriterien. Aufbauend auf einer naturwissenschaftlichen Analyse der Wirkungsfaktoren sind solche Kriterien gesucht, die durch Messgrößen (quantitativ oder qualitativ) erfassbar sind. Dies entspricht der aus der Praxis geläufigen Konkretisierung gesetzlicher Vorgaben und ihrer Auflösung in einfache Teilprobleme. (Für eine ausführliche Darstellung vgl. Brunner et. al., 2001)
2. Die Bewertung der Alternativen unter diesen Kriterien. Dies erfolgt im Regelfall durch Sachverständige, die vor allem die Einhaltung von Grenzwerten überprüfen.
3. Die Wertsynthese bei der die Teilbewertungen zu einer Gesamtbewertung zusammengefasst werden. **Hier setzen die unterschiedlichen Bewertungsverfahren an.**

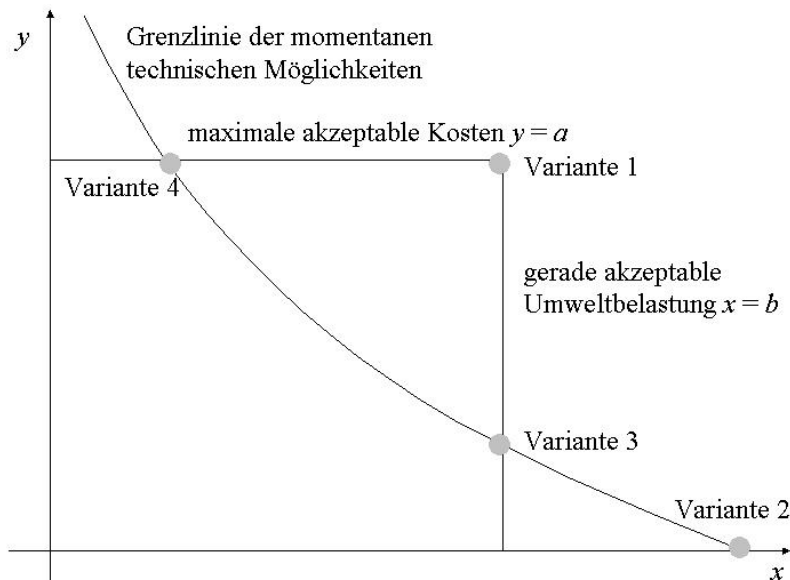
Gegenstand dieses Projekts ist somit vor allem die Wertsynthese und das dabei verwendete Kriterium der Optimalität. Die Frage nach optimalen Lösungen stellt sich in der SWW vor allem bei folgenden zwei Problemkreisen für Variantenuntersuchungen:

- Wahl der optimalen technologischen Komponenten des Systems bzw. Generierung eines Lösungsvorschlags dazu;
- Wahl der optimalen räumlichen Situierung des Systems bzw. Generierung eines optimalen Plans dafür.

Weiters, wird im Rahmen der Empfehlungen noch zwischen **konkreten Planungen** und **überregionalen Konzepten** z.B. im Sinne der EU WRRL unterschieden (siehe Kap. 5.2 und 5.6).

Die **Wahl der technischen Komponenten** hängt insbesondere bei der Abwasserentsorgung auch eng mit der räumlichen Situierung (z.B. dezentral – zentral) zusammen, daher können beide Aspekte nur gemeinsam betrachtet werden. Die Wahl der technologischen Komponenten hängt aber auch wesentlich von den Anforderungen an sie ab, die in Österreich nach dem WRG mit dem Begriff „**Stand der Technik**“ definiert sind. Hier ist insbesondere anzumerken, dass dieser Begriff durch die Behörde interpretiert und daher die **Generierung von Alternativen** im Hinblick auf die technologischen Komponenten durch die Behörde wesentlich beeinflusst werden kann: Die **Behörde** formuliert (i.d.R. ökologische) **Ziele** und die Planer ermitteln dazu optimale Alternativen.

In der **Abbildung 1** sind die drei wesentliche Gesichtspunkte dieser Planungsaufgabe vereinfacht dargestellt: Umweltbelastungen  $x$ , die möglichst gering zu halten sind, Kosten  $y$ , die ebenfalls zu minimieren sind und die technischen Möglichkeiten (oberhalb der eingezeichneten Kurve), die diesen Minimierungen Grenzen setzen. Die Variable  $x$  repräsentiert somit die ökologischen Aspekte und  $y$  die wirtschaftlichen Aspekte. (Vgl. Abschnitt C, Punkt 1, der Technischen Richtlinien. Diese Darstellung ist natürlich sehr vereinfacht, weil sie eine extrem hohe Aggregationsstufe voraussetzt.)



**Abbildung 1.1-1:** Kosten, Belastungen und technische Optionen. (Quelle: Brunner und Starkl, 2003)

Der Ausgangspunkt der Planungen ist eine z.B. historisch gewachsene suboptimale Lösung, wie etwa **Variante 1** (z.B. Abwasserentsorgung über Senkgruben), die durchaus sowohl von den Kosten her als auch von der ökologischen Verträglichkeit (und den Risiken) akzeptabel sein kann. Eine Verbesserung kann nicht durch die Minimierung eines einzelnen Kriteriums erfolgen, sondern es ist als Nebenbedingungen sowohl die Umweltbelastungen als auch die Kosten im akzeptablen Bereich zu halten. (Die Minimierung der Kosten alleine wäre z.B. durch den ökologisch unakzeptablen Ersatz von Sickergruben gewährleistet, **Variante 2**). Dabei tendieren die derzeit in der Praxis bevorzugten Lösungen am Stand der Technik zur Minimierung der Kosten unter akzeptablen Umweltbedingungen (**Variante 3** als die billigste ökologisch verträgliche Lösung: z.B. Kanalnetz mit zentraler Kläranlage). Integrative Ansätze unter dem Gesichtspunkt der BAT werden hingegen die Umweltbelastungen zu höheren, aber noch akzeptablen Kosten minimieren (**Variante 4**). (Vgl. das englische Umweltinspektortrat zu BAT, Bryce, 1994)

Variante 3 und 4 entsprechen unterschiedlichen Zielvorgaben. Jeder Punkt auf der Kurve zwischen Variante 3 und 4 entspricht dabei einer anderen Alternative, die ihrerseits einer Zielvorgabe entspricht. Anders formuliert: Jeder solche Punkt entspricht einer unterschiedlichen Interpretationen für die gemeinsame Minimierung von ökologischen und ökonomischen Belastungen.

Die **Generierung** von Alternativen im Rahmen der derzeitigen technischen Möglichkeiten ist demnach gleichbedeutend mit der Formulierung von Zielen, unter denen optimiert wird. Die unten vorgestellten Methoden enthalten Beispiele für solche Ziele: Manche geben ein festes Ziel vor (z.B. Ökobilanzen mit MIPs), bei anderen können die Entscheidungsträger selbst unterschiedliche Ziele (und damit Alternativen) generieren (etwa MAUT).

Nicht alle Ziele lassen sich jedoch in einer Form formulieren, dass sie in der Form einer Extremwertaufgabe eine optimale Alternative generieren. (Wie bei einigen Methoden der Nutzwertanalyse könnten die Zielvorgaben durch die gegebenen Alternativen geeicht sein. Hinzunehmen von Alternativen führen über neue Eichungen zu anderen Reihungen.) Sie können

dennoch legitime Bewertungsanliegen darstellen. Die **Bewertung** ist demnach eine allgemeinere Aufgabe, als die Generierung von optimalen Alternativen, weswegen die Generierung von Alternativen auch nicht die Bewertung ersetzen oder einsparen kann. (Das Musterbeispiel ist die Generierung von Alternativen ohne Zielvorgabe mittels Brainstorming, wo eine nachträgliche Bewertung ein explizites methodisches Erfordernis ist.)

Die folgende Aufstellung von Methoden wird daher von der Bewertung und dem Vergleich von Alternativen ausgehen und die Generierung von Alternativen nur hervorheben, wenn sich Besonderheiten ergeben, die von dem obigen Schema abweichen.

Neben der Möglichkeit unter den bestehenden technischen Möglichkeiten die für die jeweilige Situation besten Möglichkeiten beste zu suchen, spielen **Innovationen** eine wesentliche Rolle, d.h. die technischen Möglichkeiten werden durch Innovationen erweitert.

Der Aspekt der Generierung und Optimierung von Alternativen unter den verfügbaren technischen Möglichkeiten kann auch durch die Wahl der Rahmenbedingungen für die siedlungswasserwirtschaftliche Planung beeinflusst werden. Auf diesen Aspekt soll bei den Empfehlungen näher eingegangen werden. Im Folgenden sollen diese Rahmenbedingungen kurz definiert werden, um darauf in den weiteren Arbeiten verweisen zu können.

## ***1.2. Rahmenbedingungen der siedlungswasserwirtschaftlichen Planung (SWP)***

Die Rahmenbedingungen der SWP umfassen in dieser Arbeit den Ablauf der Planung von der ersten Variantenstudie bis zur Kollaudierung der Anlagen. Kern der SWP ist die wasserrechtliche Bewilligung, auf die bei der Gruppe der Behördenverfahren kurz eingegangen wird. Prinzipiell sind in der SWP folgende – vereinfacht dargestellte - Vorgehensweisen vorgesehen:

### *1. Klassischer Ablauf:*

- a) Der Auftraggeber (Gemeinde, Verband, etc.) beauftragt einen Planer der eine Variantenuntersuchung durchführt und im Einvernehmen mit dem Auftraggeber (AG) und dem zuständigen Amt der Landesregierung eine Ausführungsvariante auswählt. Im Hinblick auf die Förderrichtlinien muss diese Variantenuntersuchung (zur Ermittlung der Gelben Linie, die notwendig ist, um eine Förderung zu Erlangen) einen Zeitraum von mindestens 25 Jahren (davon 15 Jahre zukünftig) sowie ein nach hydrologischen bzw. hydrographischen Kriterien abgegrenztes Einzugsgebiet umfassen. Wie in AP 2 dargestellt, ist die Praxis heute vor allem mit der Ent-/Versorgung von Umlandgemeinden/-gebieten konfrontiert, die in der Regel in einer früheren Variantenstudie bereits betrachtet wurden, d.h. es geht um die Aktualisierung der in der früheren Variantenstudie getroffenen Annahmen unter Berücksichtigung allfälliger neuer Technologien bzw. neuer oder geänderter Randbedingungen. Die in der Variantenuntersuchung festgelegten siedlungswasserwirtschaftlichen Gesamtbaumaßnahmen für das Einzugsgebiet werden dann in Bauabschnitte eingeteilt, die in der Regel jeweils 3 Jahre umfassen.
- b) Der nächste Schritt ist die Ausführung des Einreichprojektes zur Erlangung der wasserrechtlichen Bewilligung. In der Praxis kann diese entweder gemeinsam für alle Bauabschnitte oder getrennt für jeden einzelnen Bauabschnitt eingereicht werden, wobei hier Änderungen der ursprünglich festgelegten Ausführungsvariante möglich sind (Aktualisierung, siehe unter Punkt a). Nach Erlangung der wasserrechtlichen Bewilligung wird in der Regel um Förderung bei Land und Bund angesucht (die aber bis vor Baubeginn eingereicht werden kann), wobei das Ansuchen um Bundesförderung im Wege des Amtes der Landesregierung erfolgt und die Begutachtung durch die zuständige Stelle des Bundesfördergebers in der Regel erst zu einem späten Zeitpunkt erfolgt (auch nach dem Bau).
- c) Nachdem das Projekt wasserrechtlich bewilligt wurde, erfolgt in der Regel die Erstellung einer konstruktiven Ausschreibung durch den Planer.
- d) Nach Ermittlung des Bestbieters erfolgt der Bau der Anlage und abschließend werden die Kollaudierungsoperante ausgeführt.

### *2. Planungswettbewerb*

Diese Variante unterscheidet sich vom klassischen Ablauf dadurch, dass der Planer für verschiedene Planungsaufgaben im Wettbewerb ermittelt wird. Diese Variante erfolgt wie auch die sonstigen Vergaben entsprechend den Regelungen des Bundesvergabegesetzes (BVerG).

### *3. Funktionale Ausschreibung*

Diese Variante bezieht sich auf Schritt c) der klassischen Variante, d.h. die zu errichtenden siedlungswasserwirtschaftlichen Anlagen werden nicht konstruktiv, sondern funktional ausgeschrieben, d.h. es wird kein technisches Detaillösungskonzept mit einzelnen Positionen eines Leistungsverzeichnisses vorgegeben, sondern es ist die Leistung als Gesamtheit anzubieten, wobei genau definierte Randbedingungen einzuhalten sind. Weiters kann auch Schritt b) enthalten sein, insbesondere wenn noch kein wasserrechtlich bewilligtes Einreichprojekt vorliegt.

### *4. Generalunternehmer (GU)*

Die Variante GU kann sowohl bei konstruktiver (die einzelnen Gewerke werden gemeinsam ausgeschrieben), als auch bei funktionaler Ausschreibung möglich sein. Der Punkt b) kann, muss aber nicht inkludiert sein.

### *5. Kooperationsmodelle*

Bei dieser Variante wird zwischen der Gemeinde und dem privaten Partner eine Zusammenarbeit vereinbart. Planungsaufgaben, Ausschreibungen, Betrieb, etc. können dann durch die Kooperationspartner durchgeführt werden. Es sind zahlreiche Varianten von Modellen möglich.

### *6. Betreibermodelle, Konzessionsmodell*

Es wird kein Kooperationsmodell angewendet, sondern die jeweiligen Rechte und Pflichten werden vertraglich an den Privaten abgetreten sowie erfolgt auch die Finanzierung über den Privaten. Weiters gehen in der Regel die Anlagen für einen gewissen Zeitraum in den Besitz des Privaten über. Beim Konzessionsmodell könnte theoretisch der Konzessionär auch die Gebühren bestimmen (vgl. frühere Situation in England).

## **1.3. Inhalt des Berichtes**

Das Projekt ist in 5 Arbeitspakete (AP) gegliedert. Der Bericht ist entsprechend diesen 5 AP gegliedert:

### AP 1: Erhebung von Bewertungsverfahren (Kapitel 2)

Mit jedem Bewertungsverfahren ist ein anderer Zugang zum Problem verbunden, welche Alternative als besser anzusehen ist. Wir verfeinern dazu die Unterscheidung des Angebots und untersuchen folgende Gruppen. Sie erfassen (ohne Anspruch auf Absolutheit) die jeweils für die SWW relevanten gemeinsamen Charakteristika dieser Zugänge. Für jede Gruppe (insbesondere multiattributive und Reihungsverfahren) gibt es eine Vielzahl von möglichen Ideen, von denen hier nur die bekanntesten (bzw. in der SWW und ähnlichen Bereichen eingesetzten) wiedergegeben werden können.

1. Behördenverfahren: Diese Gruppe (im Angebot nicht enthalten) umfasst die wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren und die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP), (letztere war ursprünglich der Gruppe der einfachen Verfahren zugerechnet), die rechtliche Rahmenbedingungen definieren, aber keine Wertsynthese im engeren Sinn darstellen. Sie stellen somit die Basis für den möglichen Einsatz von Bewertungsverfahren dar. Die UVP wird hier deshalb beschrieben, da sie in mehreren europäischen Ländern in einer vereinfachten Form auch für kleinere siedlungswasserbauliche Anlagen durchgeführt werden muss. Dies ist am Beispiel Schwedens dargestellt.
2. Einfache Verfahren: Diese Gruppe umfasst Verfahren, die nahezu ohne technische Hilfsmittel ausgeführt werden können (z.B. Brainstorming) und als Bausteine für die komplexeren Verfahren dienen können.
3. Ökonomische Verfahren: Zu dieser Gruppe zählen die Kostenvergleichsrechnung, die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) und zur Generierung kostenoptimaler Varianten die Gruppe

- der Optimierungsverfahren (Planungsrechnung). Mit der KNA können auch ökologische und ökonomische Kriterien gemeinsam bewertet werden.
4. Ökobilanzen: Diese Gruppe umfasst Methoden, die eine schwerpunktmäßige Betrachtung der ökologischen Auswirkungen von Anlagen, Prozessen, etc. nach vorgegebenen Wertgewichtungen erlauben.
  5. Multiattributive Verfahren: Die Verfahren dieser Gruppe erlauben dem Anwender das Bewertungsanliegen über einen Index zu definieren und mit variablen Wertgewichtungen gesamthaft zu bewerten.
  6. Reihungsverfahren: Mit dieser Gruppe von Verfahren können keine Alternativen generiert werden, sondern nur Reihungen von Varianten basierend auf bekannten Eigenschaften und allfällige Präferenzen für definierte Kriterien durchgeführt werden.
  7. Spezielle Verfahren: Die Verfahren dieser Gruppe kombinieren die Methodik unterschiedlicher Gruppen bzw. weichen deutlich von den obigen Gruppen ab (z.B. die Kosten-Wirksamkeitsanalyse).

#### AP 2: Problemdefinition und Auswahl der Bewertungsverfahren (Kapitel 3)

In diesem AP werden in **Kap. 3.1** die Problembereiche sowie die zukünftigen Anforderungen an die SWW aus der Sicht der Praxis erhoben. Dies wird eine der Grundlagen für die Bewertung der Bewertungsverfahren in AP 4 und der nachfolgenden Empfehlung in AP 5 darstellen. Um hier den Anforderungen des Auftraggebers möglichst gut entsprechen zu können, wurde ein Workshop mit Mitgliedern des österreichischen Arbeitskreises SWW durchgeführt.

In weiterer Folge (**Kap. 3.2**) wurden aus jeder der oben angeführten Gruppen (außer der ersten) je 2 Verfahren für die Analyse in AP 3 und die Bewertung in AP 4 ausgewählt.

#### AP 3: Analyse der ausgewählten Bewertungsverfahren (Kapitel 4)

Entsprechend dem Angebot stellt dieses **Kapitel in 4.1** die spezifischen mathematischen Konzepte der Bewertungsverfahren dar, soweit sie einer Erklärung bedürfen. Anschließend wird in **Kap. 4.2** eine Übersicht über die axiomatische Analyse von Bewertungsverfahren geliefert. Zu diesem Zweck werden die zusätzlichen Prämissen der Bewertungsverfahren formuliert und geprüft: Einerseits werden die für ein Verfahren gültigen Axiome identifiziert und in Kapitel 5.4 u.a. auf ihre inhaltliche Bedeutung hin untersucht. Andererseits definiert ein Bewertungsanliegen implizit ein Set von Axiomen und schränkt damit die zur Auswahl stehenden Verfahren ein.

#### AP 4: Bewertung der Bewertungsverfahren (Kapitel 5)

In **Kapitel 5.1** folgt eine Darstellung der umweltrechtlichen Rahmenbedingungen an die Variantenuntersuchung in der SWW sowie eine grundlegende Beurteilung der rechtlichen Verträglichkeit der ausgewählten Bewertungsverfahren im Kontext der verschiedenen umweltrechtlichen Anforderungen (z.B. Ziele des UFG). Weiters, erfolgt eine kurze Darstellung der allgemeinen Problematik im Hinblick auf die Abbildung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen.

Diese Problematik wird in **Kap. 5.2** am Beispiel gewässerökologischer Auswirkungen von siedlungswasserbaulichen Anlagen ausführlich dargelegt. Dieses Kapitel beschäftigt sich insbesondere mit den Möglichkeiten der Prognose von gewässerökologischen Auswirkungen, da diese in der Praxis oft eine wichtige Rolle für den Vergleich von technischen Varianten in der Abwasserentsorgung spielen. Weiters gibt dieses Kapitel noch einen kurzen Überblick über weitere relevante ökologische Kriterien entsprechend der Technischen Richtlinien.

Im **Kap. 5.3** werden die Möglichkeiten analysiert, die ökologische Bewertung in die ökonomische zu integrieren, d.h. es erfolgt eine Analyse des Standes der Wissenschaft in den Bereichen Umweltökonomie und ökologische Ökonomie. Insbesondere beinhaltet dieses Kapitel Überlegungen zur Nachhaltigkeit aus volkswirtschaftlicher Sicht.

Im **Kap. 5.4** erfolgt abschließend eine vergleichende Bewertung der Bewertungsverfahren, basierend auf den umweltrechtlichen Anforderungen und unter Anwendung der in Kap. 4 vorgestellten Axiome. Weiters, beinhaltet dieses Kap. eine Zusammenstellung von typischen Bewertungsanliegen an die SWW, die sich aus der Praxis und den rechtlichen Rahmenbedingungen ergeben.



AP 5: Empfehlungen (Kapitel 6)

Die Empfehlungen des gegenständlichen Projektes umfassen:

- Empfehlungen für die Generierung von Varianten (Kap. 6.2.1)
- Empfehlungen für die Bewertung von Varianten (Kap. 6.2.2)
  - Grundsätzliche Bewertungsanliegen und dafür geeignete Bewertungsverfahren
  - Umgang mit intangiblen Kriterien für das Bewertungsanliegen
  - Umgang mit Unsicherheiten
- Empfehlungen für die Optimierung von Varianten (Kap. 6.2.3)
- Empfehlungen für die Gestaltung des Entscheidungsprozesses (Kap. 6.3.1)
- Empfehlungen für die Gestaltung des Planungsprozesses (Kap. 6.3.2)

Zusätzlich werden noch folgende Aspekte diskutiert:

- Einfluss der Rahmenbedingungen auf die Bewertung von Varianten (Kap. 6.4)
- Umweltpolitische Anmerkungen (Kap. 6.5)

## **2. Erhebung von Bewertungsverfahren**

### **2.1. Behördenverfahren**

- 2.1.1. Wasserrechtliches Bewilligungsverfahren in Österreich**
- 2.1.2. Umweltverträglichkeitsprüfung in Österreich**
- 2.1.3. Einfache Umweltverträglichkeitsprüfung im Bereich der SWW am Beispiel Schwedens**

### **2.2. Einfache Verfahren**

- 2.2.1. Brainstorming**
- 2.2.2. Verhandlungsverfahren**
- 2.2.3. Einfache ökologische Risikoanalyse**

### **2.3. Ökonomische Verfahren**

- 2.3.1. Kostenvergleichsrechnung**
- 2.3.2. Kosten-Nutzen Analyse**  
**Grundlagen: Planungsrechnung (Optimierung)**
- 2.3.3. Lineare Systemoptimierung**
- 2.3.4. RWSP**
- 2.3.5. VAROPT**

### **2.4. Ökobilanzen**

- Grundlagen: Ökobilanzen nach ISO 14040**
- 2.4.1. Methode der kritischen Volumina (BPEO Index)**
- 2.4.2. Methode der ökologischen Knappheit**
- 2.4.3. MIPs**
- 2.4.4. Sustainable Process Index (SPI)**
- 2.4.5. URWARE**

### **2.5. Multiattributive Verfahren (Nutzenfunktionen)**

- 2.5.1. Multiattributive Werttheorie (MAUT)**
- 2.5.2. SMART, SWING und verwandte Verfahren**
- 2.5.3. Klassische Nutzwertanalyse**
- 2.5.4. Compromise Programming**
- 2.5.5. Composite Programming**
- 2.5.6. Erweiterte Nutzwertanalyse**

### **2.6. Reihungsverfahren (Outranking)**

- 2.6.1. Bausteine der Reihungsverfahren: Wahlverfahren**
- 2.6.2. ELECTRE I und IS**
- 2.6.3. ELECTRE II, III, IV**
- 2.6.4. ELECTRE TRI**
- 2.6.5. PROMETHEE I, II**
- 2.6.6. Interpretationsverfahren**

### **2.7. Spezielle Verfahren**

- 2.7.1. Kosten-Wirksamkeitsanalyse**
- 2.7.2. Analytischer Hierarchischer Prozess (AHP)**

**2.7.3. *NAIADE***

**2.7.4. *REGIME***

**2.7.5. *Zielgewichtung***

## **2.1. BEHÖRDENVERFAHREN**

**2.1.1 Wasserrechtliches Bewilligungsverfahren in Österreich**

**2.1.2 Umweltverträglichkeitsprüfung in Österreich**

**2.1.3 Einfache Umweltverträglichkeitsprüfung im Bereich der SWW am  
Beispiel Schwedens**

### **2.1.1. Wasserrechtliches Bewilligungsverfahren und Varianten**

---

#### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

Eine wasserrechtliche Bewilligung basierend auf dem WRG ist zwingend für alle siedlungswasserbaulichen Anlagen erforderlich. Die Gruppe dieser Verfahren wird als bekannt vorausgesetzt. Es soll im Folgenden nur kurz darauf eingegangen werden, um in den weiterführenden Arbeiten darauf verweisen zu können.

Um eine wasserrechtliche Bewilligung zu erlangen, gibt es folgende Möglichkeiten:

1. Herkömmliches wasserrechtliches Bewilligungsverfahren
2. Anzeigeverfahren (§ 114, 115 WRG)
3. Nachträgliche Genehmigung („Amtsbestätigung“) (§ 121 WRG)

Beim klassischen wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren muss seitens der Gemeinde ein Einreichprojekt zur wasserrechtlichen Bewilligung eingereicht werden. Alle betroffenen fremden Rechte haben Parteienstellung sowie müssen alle anderen allenfalls erforderlichen Genehmigungen (z.B. Rodungsbewilligung) eingeholt werden. Zur abschließenden mündlichen Wasserrechtsverhandlung sind alle Parteien geladen. Darauf basierend wird der wasserrechtliche Bewilligungsbescheid mit allfälligen Auflagen ausgestellt.

Bei der „Amtsbestätigung“ wird für kleinere Änderungen gegenüber einer wasserrechtlichen bewilligten Anlage eine nachträgliche wasserrechtliche Bewilligung (im Zuge des Kollaudierungsoperates) in Aussicht gestellt.

Das Anzeigeverfahren stellt insbesondere bei Erweiterungen und Änderungen von bestehenden Anlagen (ABA und WVA) eine Alternative zum herkömmlichen wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren dar. Der wesentliche Unterschied ist, dass die wasserrechtliche Bewilligungsverhandlung entfällt und sie schneller abgewickelt werden kann. Allerdings müssen bereits im Antrag alle technischen Auflagen und Bedingungen enthalten sein (die sonst vom ASV im Rahmen der wasserrechtlichen Verhandlung festgelegt wird).

Für Praxiserfahrungen mit diesen Instrumenten siehe Kap. 3.1.

Hinsichtlich der angewendeten Bewertungsmethoden herrschen vor allem einfache Methoden vor, z.B. absolute Prioritäten (z.B. Gewässerschutz), Vetoregeln (i.S. von Grenzwerten, z.B. AEVO oder der Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit einer Variante). Diese Methoden sind unter dem Bewertungsverfahren „Wahlverfahren“ (Gruppe der Reihungsverfahren) systematisch zusammengefasst. Weiters ist bei den einfachen Verfahren auch das Verhandlungsverfahren systematisch beschrieben.

## **2.1.2. Umweltverträglichkeitsprüfung in Österreich**

---

### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

In Österreich ist das Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) im Jahr 1994 in Kraft getreten und wurde durch einige Novellen weiterentwickelt (zuletzt UVP-G 2000). Seither müssen bestimmte Projekte, bei deren Verwirklichung möglicherweise erhebliche Umweltauswirkungen zu erwarten sind, bereits vor der Genehmigung einem systematischen Prüfungsverfahren, der Umweltverträglichkeitsprüfung, unterzogen und im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens beurteilt werden.

Allgemein kann die UVP als ein Prozess der „Identifikation, Vorhersage, Bewertung und Milderung der biophysischen, sozialen und anderer relevanter Auswirkungen des Vorhabens und physischer Aktivitäten“ definiert werden. Ziel einer UVP ist es u.a. Informationen bereitzustellen, um allfällige negative Auswirkungen durch zusätzliche Maßnahmen mildern oder kompensieren zu können oder das Vorhaben so abzuändern, dass derartige Auswirkungen vermieden werden können.

### **2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte**

Um eine UVP durchführen zu können, muss eine formelle Antragstellung erfolgen.

Das Kernstück der UVP ist die Umweltverträglichkeitserklärung (UVE). Sie enthält eine genaue Beschreibung des Vorhabens, der möglicherweise durch das Vorhaben beeinträchtigten Umwelt und der Auswirkungen auf die Umwelt und der Möglichkeiten, allfällige negative Auswirkungen zu vermeiden.

Wesentliche Aspekte der UVP sind die Information und Beteiligung der Öffentlichkeit (durch z.B. öffentliche Auflage der Projektunterlagen), Stellungnahmerecht zu den aufgelegten Antragsunterlagen und der Umweltverträglichkeitserklärung des/der ProjektwerberIn für jede Person oder Teilnahmerecht der Parteien an der mündlichen Verhandlung.

Basierend auf der UVE erfolgt die fachliche Bewertung (Umweltverträglichkeitsgutachten). Zur fachlichen Bewertung der möglichen Auswirkungen eines Vorhabens auf die Umwelt werden von der UVP-Behörde Sachverständige aus den verschiedensten Fachbereichen bestellt. Diese erstellen im UVP-Verfahren gemeinsam ein umfassendes Umweltverträglichkeitsgutachten. Im vereinfachten Verfahren wird eine zusammenfassende Bewertung der Umweltauswirkungen vorgenommen.

Nach der Erstellung des Umweltverträglichkeitsgutachtens wird dieses an Projektwerber, mitwirkende Behörden, die Umweltschutzbehörde, das wasserwirtschaftliche Planungsorgan, das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und zur öffentlichen Einsicht übermittelt. Nach einer öffentlichen Erörterung (fakultativ) und einer mündlichen Verhandlung entscheidet die zuständige Behörde über die Genehmigungsfähigkeit des Vorhabens.

Drei bis fünf Jahre nach Fertigstellung des Vorhabens, für das ein UVP-Verfahren durchgeführt wurde (und nur dann), ist laut Gesetz eine Nachkontrolle vorgesehen. Diese Regelung gilt nicht für vereinfachte Verfahren.

### **3. Verfahrensergebnisse**

Das Kernresultat einer UVP ist die Umweltverträglichkeitserklärung. Dieses Dokument soll die Projektwerber, die Öffentlichkeit und die EntscheidungsträgerInnen über die Umweltauswirkungen des Projektes informieren und Grundlage für die Entscheidung sein.

#### **4. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

Im Gegensatz zum wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren beinhaltet eine UVP eine umfassende Beurteilung aller möglichen Umweltauswirkungen sowie die Information der Öffentlichkeit über diese Auswirkungen und möglichen Vermeidungsmaßnahmen. Die verwendeten Bewertungsverfahren sind in der Regel einfacher Natur, z.B. die einfache ökologische Risikoanalyse. Globale Auswirkungen (z.B. Verbrauch natürlicher Ressourcen) werden üblicherweise nicht berücksichtigt.

In Österreich ist ein UVP nur für Abwasserbeseitigungsanlagen > 200.000 EW anzuwenden, bzw. ein Bürgerbeteiligungsverfahren für Anlagen > 100.000 EW. Im Gegensatz dazu müssen in anderen Ländern UVPs auch für kleinere siedlungswasserwirtschaftliche Anlagen durchgeführt werden, wobei hier oft eine vereinfachte UVP ausreicht (siehe UVP in der SWW in Schweden).

### ***2.1.3. Einfache Umweltverträglichkeitsprüfung im Bereich der SWW am Beispiel Schwedens***

---

#### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

In mehreren Ländern Europas ist auch für kleinere siedlungswasserwirtschaftliche Bauvorhaben eine vereinfachte UVP durchzuführen. In Schweden z.B. muss eine Umweltverträglichkeitserklärung für Abwasserentsorgungsanlagen ab 25 EW durchgeführt werden.

#### **2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte**

Diese (vereinfachte) schwedische UVE besteht in einem screening der folgenden Auswirkungen:

- Auswirkung auf die Natur und die kulturelle Umgebung
- Emissionen in die Luft, Wasser und Boden
- Schutz natürlicher Ressourcen
- Landverbrauch
- Auswirkungen der notwendigen Transporte

Eine genauere Untersuchung erfolgt in der Regel nur für die Emissionen in die Vorflut, und für die Möglichkeit Nährstoffe zu recyceln.



## ***2.2. EINFACHE BEWERTUNGSVERFAHREN***

***2.2.1. Brainstorming***

***2.2.2. Verhandlungsverfahren***

***2.2.3. Einfache ökologische Risikoanalyse***

## **2.2.1. Brainstorming**

---

### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

Eine Gruppe von Experten soll zu einem vorgegebenen Thema in freier Assoziation zwanglos Ideen oder Lösungsmöglichkeiten finden. Im Umweltbereich kann diese Methode (1953 von Alex F. Osborne entwickelt) einerseits zur Auslotung der technischen Möglichkeiten zwecks Generierung von unkonventionellen Alternativen eingesetzt werden, andererseits zur Vorbereitung von Bewertungen, wenn z.B. alle relevanten Gesichtspunkte eines Projekts erfasst werden sollen.

### **2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte**

Es werden bestimmte Verhaltensweisen eingeführt, die Barrieren abbauen und kreatives Verhalten fördern sollen. Um das zu erreichen, werden bereits im Vorfeld die Mitglieder der Brainstorming-Gruppe nach fachlichen und psychologischen Merkmalen ausgewählt. Für den Sitzungsverlauf werden vorher Spielregeln aufgestellt, deren Einhaltung ein Diskussionsleiter überwacht. Die Teilnehmer der Sitzung können sich ungestört äußern und werden ermutigt auch scheinbar irrelevante Gedanken einzubringen. Um den Ideenfluss zu fördern, werden die Lösungsvorschläge während der Sitzung nicht bewertet. Alle Beiträge werden anonym protokolliert und stellen das Rohmaterial für die nachfolgenden Planungsschritte dar.

Detaillierte Beschreibungen dieses und verwandter Verfahren zur Seminargestaltung (z.B. freie Diskussion) sowie zur Anwendung von Gruppeninformationssystemen (Diskussionsforen) findet man in der Organisationsliteratur. (Vgl. Konkret zum Brainstorming: Nimmergut, 1975)

### **3. Verfahrensergebnisse**

Als Output sind keine fertigen Lösungen zu erwarten sondern Anregungen (z.B. zur Generierung von Alternativen). Diese Anregungen müssen nachher ausgearbeitet und z.B. unter dem Gesichtspunkt der Durchführbarkeit bewertet werden.

### **4. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

Brainstorming ermöglicht einen schnellen Einstieg in komplexe Bereiche ohne große Vorarbeiten. Nachteile sind mögliche störende gruppensdynamische Effekte während der Sitzung und die eher oberflächliche Abhandlung der Themen. Es wird sich daher eher für die Vorbereitung von Bewertungen (ethische Aspekte) eignen. Für die Generierung von Alternativen (technische Aspekte) ergibt sich dadurch eine indirekte Auswirkung durch die Vorgabe von neuen Zielfunktionen für eine allfällig nachfolgende Optimierung.

## 2.2.2. *Verhandlungsverfahren*

---

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Das Verhandlungsverfahren ist Bestandteil des wasserrechtlichen Bewilligungsverfahrens (siehe dort). Generell kann es als Vorbereitung eines formalen Verwaltungsaktes zum Zweck der Gewinnung und Weiterleitung von Information und als Ansatz zur Konfliktlösung verwendet werden. Die Entscheidungsträger können in Gesprächen gemeinsam mit den wesentlichen Konfliktparteien die Interessenslage abklären und Alternativen entwickeln. Mögliche Themen sind (mit unterschiedlichen Verhandlungspartnern) z.B. die Generierung einer möglichst wenig konflikträchtigen Alternative. Je nach der formalen Gestaltung (z.B. runder Tisch, Moderation), Struktur der Teilnehmer (können sie Entscheidungen verhindern?) und rechtlicher Bindung des Verhandlungsergebnisses (z.B. Mediation im Rahmen einer UVP) unterscheidet man unterschiedliche Methoden.

Verhandlungsprozesse sind prinzipiell durch das Projektumfeld beeinflusst, welches z.B. die politische Umwelt (Behörden, Gesetze, Verordnungen), die technische Umwelt (bestehende Systeme, Stand der Technik, Techn. Richtlinien), die ökonomische Umwelt (Märkte, ..), die soziokulturelle Umwelt (Medien, Öffentlichkeit, Betroffene, Bürger), den Auftraggeber, die Fördergeber sowie die Projektbeteiligten umfasst. Diese Prozesse können mit unterschiedlichen Modellen veranschaulicht werden, die Basis stellt der Kommunikationsprozess dar, welches im einfachsten Fall durch einen Sender und einen Empfänger modelliert werden kann. Es wird allgemein zwischen 3 Ebenen unterschieden, nämlich der rationalen (objektive Ziele), der emotionalen (versteckte/persönliche Ziele, Gefühle) und der strukturellen (äußere Gestaltung des Kommunikationsprozesses). Darüber hinaus muss ein Filter zwischen Sender und Empfänger berücksichtigt werden, d.h. der Empfänger interpretiert die gesendeten Informationen i.d.R. anders als der Sender. Für eine genauere Beschreibung dieser Prozesse sei auf die einschlägige Literatur der Psychologie verwiesen.

### 2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

Um überhaupt miteinander kommunizieren zu können, müssen sich die Verhandlungspartner auf Bewertungskriterien einigen. Im Fall der Bewertung von Alternativen sind die Kriterien bereits von der Behörde vorgegeben und eine verbal-argumentative Bewertung erlaubt dann eine allgemein verständliche Zusammenfassung, die z.B. als Übersicht in Tabellenform dargestellt wird (welche Kriterien sind bei welcher Alternative in welchem Ausmaß erfüllt), wobei die wenig umstrittenen Kriterien mit einfachen Verfahren (Wahlverfahren, ökologische Risikoanalyse) zusammengefasst (oder sogar vorläufig zurückgestellt) werden können.

Falls die Entscheidungsträger auf die Zustimmung der Verhandlungspartner angewiesen sind, dann wird noch weitergehend eine Vereinbarung gesucht, die für alle Beteiligten vorteilhaft ist. Dazu ist es eine Voraussetzung, dass im Fall des Scheiterns der Verhandlungen eine nicht-kooperative Lösung droht, die für jeden schlechter ist, als ein möglicher Kompromiss (vgl. Kostka, 1993). Um ein faires Ergebnis sicherzustellen, wird eine neutrale Person (Moderator, Mediator) die Verhandlung führen und eventuell diese nicht-kooperative Lösung vorstellen sowie Anregungen zur Generierung akzeptabler Alternativen liefern.

Aus diesen Grundideen heraus wurden auch formale Bewertungsverfahren entwickelt, etwa die Methode der simulierten Verhandlungen (Sie ist zu DEA -Data Envelopment Analysis- verwandt; vgl. Brunner et. al., 2001). Für jede Alternative x werden die aus der Sicht der Befürworter von x ungünstigsten Kriteriengewichte gesucht, bei denen aber x noch optimal ist. Die Option, die unter diesen pessimistischen Voraussetzungen noch den vergleichsweise höchsten Nutzen bringt, wird ausgewählt.

### 3. Verfahrensergebnisse

Je nach dem Verhandlungskonzept erlaubt diese Methode unterschiedliche Grade der Partizipation (der Nutzer, der betroffenen Nachbarn, anderer Behörden usw.), von der Information bis hin zur Mitentscheidung und Generierung neuer Alternativen.

**4. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

Verhandlungen sind ein flexibles aber aufwändiges Instrument zur Generierung von Lösungsvorschlägen, bei denen im Fall der Realisierung die Gefahr von Rechtsstreitigkeiten verringert wird. Der wesentliche Nachteil ist die Vernachlässigung aller jener Interessen, die nicht von einer Partei vertreten werden. Durch die Notwendigkeit zur verbal-argumentativen Darstellung der Alternativen kommt es leicht zur willkürlichen Vereinfachung, damit verbunden der Überdeckung von Fehlern bzw. Lücken in der Sachverhaltsermittlung und der unklaren Anwendung von Wertmaßstäben, was insgesamt eine Manipulation der Verhandlungen ermöglicht.

### 2.2.3. Einfache ökologische Risikoanalyse

#### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Die ökologische Risikoanalyse (ÖRA) von Bachfischer basiert auf dem Konzept der Akkumulation von zwei Teilbelastungen mit einer allgemeinen Operation zu einer fiktiven kombinierten Belastung. (vgl. Bachfischer, 1978)

Diese allgemeine Operation • kann durch eine Verknüpfungsmatrix (Methode der Präferenzmatrizen) ausgedrückt werden, wie in Tabelle 1. Durch die Einführung kombinierter Kriterien wird der Grad der Belastung schrittweise bis zur fiktiven Gesamtbelastung aggregiert. Die Kriterien sind dabei alle gleich wichtig.

Tabelle 2.2-1: **Verknüpfungsmatrix.** (vgl. Brunner et. al., 2001)

•	gering g	mittel m	hoch h	sehr hoch s	äußerst hoch ä
gering g	g	g	m	s	ä
mittel m	g	m	h	s	ä
hoch h	m	h	s	ä	ä
sehr hoch s	s	s	ä	ä	ä
äußerst hoch ä	ä	ä	ä	ä	ä

#### 2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

1. Aufstellung der Kriterien (1 bis 3 in Tabelle 2).
2. Einteilung der den Kriterien entsprechenden Teilbelastungen in vorgegebene Klassen (Spalte 2 bis 4 der Tabelle 2) auf der Basis der fachlichen Bewertung. In der obigen Matrix entsprechen nur g bis s beobachtbaren Ausprägungen. Die Risikoklasse ä wird zur Bewertung der kombinierten Kriterien eingeführt.
3. Definition der Verknüpfungsmatrix (Tabelle 1).
4. Schrittweise Verknüpfung der Teilbelastungen (Spalte 5, 6), wie in Tabelle 2.

Tabelle 2.2-2. **Beispiel einer ÖRA zum Alternativenvergleich.**<sup>2</sup>

Vorhaben	Krit. 1	Krit. 2	Krit. 3	Krit. 2+3	Krit. 1+2+3
A	mittel	sehr hoch	gering	sehr hoch	sehr hoch
B	sehr hoch	gering	gering	gering	sehr hoch
C	hoch	hoch	hoch	sehr hoch	äußerst hoch
D	hoch	mittel	mittel	mittel	hoch

#### 3. Verfahrensergebnisse

Ausgehend von quantitativen oder qualitativen Daten bzw. sogar nominalen Präferenzordnungen mit zwei (befriedigend, unbefriedigend) oder mehr Klassen zur Güteinstufung liefert die Methode eine Klassifikation der gedachten Gesamtbelastung in endlich viele vorgegebene Klassen. In dieser Form können die Resultate der ÖRA zur Umweltinformation verwendet werden.

Der Einsatz als Entscheidungsinstrument ist problematischer: Die Akkumulation von vielen Teilfaktoren reduziert nämlich die Aussagekraft der Bewertung mit der ÖRA, weswegen man auf der Ebene von Schutzgütern (oder bereits davor) stehen bleibt. Manchmal sind die Methoden der ÖRA Bausteine einer Nutzwertanalyse 2. Generation. Dann werden z.B. den Klassen Rangzahlen und in weiterer Folge Zielerfüllungsgrade zugeordnet.

#### 4. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Die ÖRA behandelt unterschiedlichste Schutzgüter nach demselben Schema, was nicht immer sachgerecht ist, aber einen z.B. für Geoinformationssysteme brauchbaren einfachen Input ergibt: Man erhält so eine übersichtliche (Kartenfarben) Entscheidungsgrundlage für die Raumplanung.

Die ÖRA ermöglicht auch einen groben Vergleich von Vorhabensalternativen (in der Tabelle A bis D) nach ihrer Gesamtbelastung. Bei Entscheidungssituationen ist es jedoch umstritten, inwiefern diese groben Aussagen auf Schutzgutebene zulässige Rückschlüsse auf die Gesamtbelastung (Umweltverträglichkeit) erlauben. (Scholles, 1997.)

Bei allen Verfahren mit Klassenbildung setzt die Aufstellung der Klassen und Einordnung der Teilbelastungen ein erhebliches Fachwissen aus den jeweiligen Disziplinen voraus. Wie man am Beispiel von EU-Verordnungen über die Vergabe von Umweltzeichen gesehen hat (vgl. Brunner et. al., loc. cit.), können geringfügige Differenzen in der Klassifizierung bei der aggregierten Belastung zu sachlich nicht gerechtfertigten Unterschieden führen. Darüber hinaus ist auch die Aggregation selbst zwar zunächst intuitiv einsichtig, aber durch die mit der Vereinfachung mögliche Verschleierung der Entscheidungsgrundlagen problematisch (vgl. auch Scholles, loc. cit.). Insbesondere erlaubt die ÖRA keine unterschiedliche Gewichtung der Kriterien, wodurch es schwierig wird, Werthaltungen einfließen zu lassen und einen ökologistischen Fehlschluss zu vermeiden. (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten, Stuttgart, 1987)

Eine mögliche Weiterentwicklung der Risikoanalyse ist NAIADE, das neben Kriterien mit verbalen Klassifikationen auch quantitative Kriterien zulässt: Dadurch können grobe Aussagen dort vermieden werden, wo bessere Daten vorhanden sind und trotzdem gehen quantitative und qualitative Bewertungen gleichberechtigt in die Bewertung ein: Sie werden nämlich in unscharfe Zahlen übersetzt und so einheitlich weiter verarbeitet.

## **2.3. ÖKONOMISCHE BEWERTUNGSVERFAHREN**

**2.3.1. Kostenvergleichsrechnung**

**2.3.2. Kosten-Nutzen-Analyse**

**Grundlagen: Planungsrechnung (Optimierung)**

**2.3.3. Lineare Systemoptimierung**

**2.3.4. RWSP**

**2.3.5. VAROPT**

### **2.3.1. Kostenvergleichsrechnung**

---

#### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

Die Kostenvergleichsrechnung umfasst mehrere Methoden, die im Folgenden kurz erwähnt werden sollen. Da sie routinemäßig für den Vergleich von Varianten in der SWW angewendet werden, soll auf eine nähere Beschreibung verzichtet werden. Das (ökonomische) Ziel ist i.d.R. die volkswirtschaftlich günstigste Lösung zu ermitteln, da im Gegensatz zu anderen Ländern, die SWW, und hier vor allem der Abwasserbereich, eine hohe Förderung seitens des Bundes und der Länder bezieht.

Prinzipiell kann zwischen der statischen und der dynamischen Kostenvergleichsrechnung (KVR) unterschieden werden. Im Gegensatz zur statischen KVR beinhaltet die dynamische KVR eine Diskontierung der zukünftigen Investments auf einen Bezugszeitpunkt.

Die dynamische KVR umfasst wiederum verschiedene Methoden. Für langfristige Infrastrukturprojekte sind die Kostenbarwertmethode und die Annuitätenmethode am besten geeignet. Bei der Kostenbarwertmethode werden alle Kosten die in dem Betrachtungszeitpunkt anfallen (Investitionskosten, Laufende Kosten, Reinvestitionskosten) auf einen Bezugszeitpunkt diskontiert. Bei der Annuitätenmethode wird dieser Kostenbarwert auf die jährlichen Kosten umgerechnet. In der Praxis wird die dynamische Kostenvergleichsregel in der Regel entsprechend den Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Deutschland) ausgeführt. In mehreren Bundesländern gibt es weiter Richtwerte für die anzusetzenden Kosten.

#### **2. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

Allgemein ist die KVR nur ausreichend wenn keine anderen Aspekte berücksichtigt werden sollen und wenn die Nutzen der zu untersuchenden Varianten gleich sind.

Im Kontext der SWW steht mit der Kostenvergleichsrechnung eine einfach anwendbare und leicht verständliche Methode zur Identifikation der kostengünstigsten Variante zur Verfügung, wobei in der Regel von einem gleichen Nutzen der Varianten ausgegangen wird. Sowohl die statische als auch die dynamische KVR werden routinemäßig verwendet und die Ergebnisse stellen in der Regel die wichtigste (offizielle) Entscheidungsgrundlage dar (vgl. AP 2).

Dabei darf aber nicht außer Acht gelassen werden, dass die KVR oft auf sehr ungenauen Eingabewerten beruht (vgl. Starkl et. al., 2003) sowie insbesondere bei der dynamischen KVR, die getroffenen Annahmen in der Regel mehr oder weniger genaue Annäherungen an die tatsächlichen Verhältnisse darstellen (Nutzungsdauer, Reinvestitionskosten, Steigerungsrate, etc. - vgl. Flögl, 1980).

Aus diesen Gründen ist die KVR auch relativ anfällig für Manipulationen (vgl. AP 2 – Problemdefinition).



### 2.3.2. *Kosten-Nutzen-Analyse (KNA)*

---

#### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Die KNA ist ein monetäres Bewertungsverfahren zur Beurteilung der Wirtschaftlichkeit eines Vorhabens. Durch sie soll ein möglichst effizienter Einsatz der Finanzmittel erreicht werden. Dabei werden die auf einen bestimmten Zeitpunkt (Bezugszeitpunkt) diskontierten bzw. akkumulierten, monetär bewerteten volkswirtschaftlichen Kosten und Nutzen des betrachteten Vorhabens einander gegenübergestellt. Aufgrund eines Beurteilungskriteriums wird dann die Wirtschaftlichkeit des Vorhabens beurteilt. Sowohl bei den Kosten, als auch bei den Nutzen unterscheidet man zwischen direkten, indirekten und intangiblen Größen.

#### 2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

1. Problemstellung und möglichst weitgehende Beschreibung der Zielsetzungen
2. Festlegung des Bezugspunktes, der Kalkulationsdauer  $T$  und des Zinssatzes  $i$ , wobei zwischen realem und nominellem Zinssatz zu unterscheiden ist.
3. Ermittlung der Kosten:
  - Direkte und indirekte Kosten: Bei der Kostenermittlung werden als direkte Kosten die Projektierungskosten, Baukosten, Instandhaltungskosten und Betriebskosten in Rechnung gestellt. Die jährlich anfallenden Instandhaltungs- und Betriebskosten sind im Detail zu ermitteln oder sie können je nach Art der Anlage in Prozenten der Baukosten angegeben werden. Die in der Kosten-Nutzen-Analyse zu erfassenden indirekten Kosten sind: Ablösen, Entschädigungen, Ersatzmaßnahmen.
  - Intangible Kosten gehen in die Kosten-Nutzen-Analyse nur in beschreibender Form ein (z.B. Beeinträchtigung der Landschaft, historischer Bauwerke).
4. Ermittlung des Nutzen
  - Direkte und indirekte Nutzen: Unter direkten Nutzen versteht man die positiven Auswirkungen, um deren Willen das Projekt durchgeführt wird. Weiter zählen dazu auch verhinderte Schäden, dies gilt insbesondere für die Beurteilung von Hochwasserschutzmaßnahmen. Schließlich sind Wertsteigerungen zu berücksichtigen. Unter indirekten Nutzen versteht man jene Vorteile, die Dritten entstehen, die nicht direkt am Projekt beteiligt sind.
  - Intangible Nutzen sind in Geldgrößen nicht bewertbare Auswirkungen, die aber möglichst umfassend aufzulisten sind. Diese Größen gehen in die Kosten-Nutzen-Analyse in beschreibender Form ein (z.B. Gefährdung bzw. Verlust von Menschenleben, Bereicherung der Landschaft, Erholungswirkung).
5. Volkswirtschaftliche Effizienzmaße: Vier verschiedene Effizienzmaße können nach Erfassung der Nutzen und Kostenanteile verwendet werden:
  - Kapitalwertkriterien und Annuitätenkriterium: Das Projekt mit größtem Kapitalwert ist auszuwählen. Bei siedlungswasserbaulichen Infrastrukturprojekten werden in der Regel nur diese beiden Kriterien angewendet (vgl. Kostenvergleichsrechnung).
  - Nutzen-Kosten Verhältnis (NKV): Das Verfahren ist von Absolutbeträgen unabhängig und wird bei Vorliegen von Budgetansätzen, Restriktionen angewandt.
  - Interne Zinsfuß-Methode: Liegt der interne Zinsfuß über dem Kalkulationszinsfuß so ist das Projekt wirtschaftlich interessant.
  - Amortisationsdauer: Sie wird durch den Zeitraum  $X$  gekennzeichnet, in dem der Nutzen den bisher aufgewandten Kosten gleicht.
6. Reihung der Alternativen nach dem gewählten Kriterium

#### 3. Verfahrensergebnisse

Die KNA liefert eine monetäre Bewertung der angesetzten Kosten und Nutzen für ein Projekt.

#### **4. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

Die Verfahren der KNA setzen eine sehr weitgehende monetäre Bewertbarkeit von Produkten, Gütern und Ressourcen aller Art voraus, was bei Umweltbewertungen zu Problemen führt. Weiter wird die vollständige Reproduzierbarkeit jeder zu bewertenden Größe sowie ein voll funktionierender Markt für jedes Produkt angenommen.

Die Aggregation erfolgt rein additiv und lässt daher einen weiten Austausch zwischen Teilbereichen zu. Dementsprechend schwierig sind dann Verteilungsfragen in diesen Methoden zu berücksichtigen. Die Wahl des Zinsfußes ist mit großen Unsicherheiten behaftet, insbesondere bei den langen Lebensdauern von wasserwirtschaftlichen Projekten.

Weiter ist die direkte monetäre Erfassung von Nutzenwirkungen, insbesondere im Umweltbereich, mit Schwierigkeiten behaftet. Da kein wirklicher Markt für manche Güter besteht, werden Konstrukte verwendet, die auf Input bzw. Nachfrage orientierten Ansätzen aufbauen. Eine dieser häufig verwendeten Methoden basiert auf der Erfassung der Zahlungsbereitschaft für den Erhalt bzw. die Schaffung eines Umweltgutes.

Der Vorteil der Methode liegt in den umfangreichen Erfahrungen und Dokumentationen, die für Aufgabenstellung wichtige Hinweise liefern. Das Instrumentarium der Kosten-Nutzenrechnung ist gut getestet.

## ***Grundlagen: Planungsrechnung (Optimierung)***

---

### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

Der Ausdruck Planungsrechnung ist (analog zum englischen Programming) ein altmodisches Synonym für Optimierung. Wir verwenden ihn hier, um Verfahren zusammenzufassen, deren Aufgabe es ist, technische Konfigurationen in einem vorgegebenen Rahmen zu optimieren und so Alternativen zunächst unabhängig von einer allfälligen ökologischen Bewertung zu generieren. Da in der Praxis üblicherweise eine Optimierung der Kosten angestrebt wird, ordnen wir diese Verfahren der Gruppe der ökonomischen Verfahren zu. (Verfahren, die nicht eine einzige optimale Lösung suchen, sondern die unendliche Menge aller effizienten Alternativen bestimmen sollen, die in keinem Kriterium mehr verbessert werden können, ohne Verschlechterungen bei einem anderen Ziel in Kauf nehmen zu müssen, werden unter den Methoden des Compromise Programming subsumiert.)

Da die rechnerischen Lösungsmethoden von der Problemstellung abhängen, unterscheidet man bei Optimierungsaufgaben allgemein zwischen Problemen mit oder ohne Nebenbedingungen und lokaler (z.B. Methode des steilsten Anstiegs) bzw. globaler Optimierung (wobei die Kuhn-Tucker Theorie eine einheitliche Behandlung lokaler Extremwerte mit oder ohne Nebenbedingungen über Lagrange Multiplikatoren liefert).

Eine weitere Unterscheidung trifft man zwischen linearen Problemen mit linearer Zielfunktion und linearen Nebenbedingungen (lineare Planungsrechnung LPR) und unterschiedlichen Typen von nicht linearen Problemen; ohne Nebenbedingungen, mit linearen oder mit allgemeinen Nebenbedingungen, mit quadratischer, mit stetiger (SPR) und sogar mit unstetiger Zielfunktion. Für lineare Optimierungsprobleme zählen die Varianten des klassischen Simplex Algorithmus zum Standard und wurden auch für Optimierungsprobleme von Netzwerken adaptiert; ein Beispiel ist das RNET Verfahren. (vgl. Gallo, Grigoriadis, 1997). Für nicht lineare Probleme, wie sie in der SWW z.B. bei der Frage nach der optimalen räumlichen Lage von Kläranlagen in einem neu geplanten Kanalnetz auftreten können, gibt es kein einheitliches Rechenschema. Unter der Vielzahl von numerischen Verfahren seien lokale Suchverfahren (Newton Typ, konjugierte Gradientenverfahren) erwähnt und globale heuristische Verfahren, die naturwissenschaftliche Minimierungsvorgänge nachbilden, etwa die Abkühlung von Metallen, die im niedrigsten Energiezustand frieren (Simulated Annealing).

Besonders wichtig ist schließlich die Unterscheidung in stetige und diskrete (ganzzahlige) Probleme (DPR). Ein klassisches Problem der DPR ist der „Travelling Salesman“, der eine optimale Rundreise zu seinen Kunden sucht. Für dieses Problem kann man kein allgemeines Verfahren angeben, das in vernünftiger Zeit mit den vorhandenen Ressourcen (Speicher, Parallelprozessoren) garantiert zu einer Lösung führt (vgl. die Literatur zum NP = P Problem der Computerwissenschaften und die Hoffnungen, die hier auf Quantum Computing gesetzt werden). Es werden daher oft diskrete Probleme, wie sie in der SWW auftreten (z.B. die Frage, ob zwei Punkte durch einen Kanal verbunden werden sollen: ja ist  $x = 1$  und nein ist  $x = 0$ ), durch eine Relaxation als stetige Probleme behandelt, d.h. es werden statt nur ganzer auch reelle Zahlen zugelassen (z.B.  $0 \leq x \leq 1$  im Sinne einer Kapazitätsauslastung der Verbindung zwischen den Punkten). Die dann durch Rundung ermittelte Lösung ist oft „brauchbar“, d.h. sie weicht nur geringfügig von der optimalen Lösung ab. Bei der Methode Branch-and-Bound wird die Relaxation schrittweise durch die Einführung von Nebenbedingungen abgebaut. Darüber hinaus gibt es auch bei der diskreten Optimierung eine Vielzahl von Heuristiken, wie die für das Design von Netzwerken entwickelte Simulation von Ameisenstrassen.

Schließlich sei noch die Unterscheidung zwischen deterministischen und stochastischen Problemen erwähnt. (Bei der Planung einer Abwasserreinigungsanlage besteht z.B. eine Unsicherheit über die zukünftige Auslastung, weswegen eine großzügige Planung im Hinblick auf die erwarteten Sanierungskosten einer zu kleinen Anlage günstiger sein kann, auch wenn sie sich im Rückblick als

suboptimal herausstellt. - Die Ursache der Suboptimalität kann aber auch bei der Implementierung der Lösungen zu suchen sein, wenn der Eintrittszeitpunkt einer Gemeinde in einen Abwasserverband und die Eintrittsgebühren nicht mitgeplant sind.) Hier wurden z.B. die Methode der dynamischen Programmierung vorgeschlagen oder die Analyse von Szenarien.

## 2. Kurze Beschreibung der Software und deren Kosten

Sobald ein Modell in einer für die Tabellenkalkulation geeigneten Form aufgestellt worden ist, kann man die Optimierung mit der gratis mitgelieferten General-Purpose Software durchführen; bei Microsoft Excel verwendet man das Solver Add-In (lineare und nichtlineare Optimierung mit bis zu 200 Variablen). Um ca. 1.700 US \$ gibt es ein Upgrade für Optimierungsprobleme in bis zu 2.000 Variablen (samt Branch-and-Bound für kleinere diskrete Aufgaben) und für noch größere Problemen mit VBA Unterstützung. (Homepage: [www.solver.com](http://www.solver.com). Ein alternativer Anbieter solcher Software ist z.B. Optirisk, [www.optirisk.co.uk](http://www.optirisk.co.uk).) Auch Computeralgebrasysteme, wie Mathematica von Wolfram Research (je nach Typ der Lizenz ca. 1.200 bis 2.700 Euro), haben eingebaute Optimierungsmodule (LPR und SPR ohne Nebenbedingungen) und können mit zusätzlichen Programmen (MathLink für Excel um 215 Euro) auch mit Excel kombiniert werden.

## 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

1. Die möglichen Systemkomponenten und deren Kosten müssen definiert werden.
2. Eine lineare oder nichtlineare Zielfunktion muss aufgestellt werden.
3. Die Nebenbedingungen müssen definiert und in Form linearer oder nichtlinearer Gleichungen ausgedrückt werden. Zusätzlich zu den ökologischen Randbedingungen ist hierbei z.B. auch die Geometrie des Problems zu erfassen: Die Abwasserquellen sind mit den ABAs bzw. ARAs verbunden (eine Bedingung an die Inzidenzmatrix), die Kapazitäten des Kanalnetzes sollen Richtung ARAs nicht sinken, ohne Pumpwerke fließt Wasser nicht bergauf, usw.
4. Ein Optimierungsalgorithmus muss adaptiert oder programmiert werden. Bei manchen Verfahren führt dies zu einer Veränderung der Zielfunktion (siehe unten).
5. Ausführung der Optimierung.
6. Eine Sensitivitätsanalyse wird ausgeführt, um die Robustheit der gefunden Lösung bei einer geringen Änderung des Inputs (z.B. Kostenschätzungen) zu testen.

## 4. Verfahrensergebnisse

Das Resultat der Verfahren ist die Generierung einer unter den vorgegebenen Zielen (annähernd) optimalen Alternative. Typische Ziele aus der SWW sind die Ermittlung der kostengünstigsten Kombination von unterschiedlichen Möglichkeiten zur Abwasserentsorgung (Type und Größe der Abwasserreinigungsanlagen, Art der Erfassung des Abwassers) unter Einhaltung von bestimmten Randbedingungen (z.B. Emissionen) oder die Ermittlung des kostengünstigsten (kürzesten) Wegenetzes und ev. der kostengünstigsten räumlichen Situierung von Abwasserreinigungsanlagen, wieder unter bestimmten Randbedingungen. Verwendet man bei diesen Problemen andere Zielfunktionen (z.B. geringste Gesamtemission statt der Kosten) und entsprechend geänderte Nebenbedingungen (z.B. akzeptable Kosten), kann man leicht weitere Alternativen generieren.

## 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Die Optimierungsmethoden liefern ein objektives Planungstool für die ökonomische Evaluierung von Abwasserentsorgungsanlagen unter Berücksichtigung der Emissionen. Doch die Vorbereitung ist wegen der erforderten quantitativen Inputdaten sehr aufwändig: Die Zielfunktion benötigt z.B. alle Informationen über mögliche Kombinationen von Systemkomponenten (ARAs, ABAs), über trade-offs zwischen diesen Komponenten und über alle auch räumlichen Einschränkungen für die Wahl des Abwasserentsorgungssystems. Vor der Errichtung einer Anlage sind aber nur Schätzwerte verfügbar, wodurch die in die Optimierung eingehenden Ungenauigkeiten (z.B. Kostenschätzungen) größer sein können als die in der Sensitivitätsanalyse für das Optimum abgeleiteten zulässigen Schwankungsbreiten der Daten. (Rechnet man also das Optimierungsproblem von einer bevorzugten

Variante ausgehend rückwärts durch, so ergeben sich genug Spielräume, um die bevorzugte Variante positiv darzustellen.) Es stellt sich dann die Frage nach dem Sinn der Kostenoptimierung.

Typischerweise wird bei den o.a. Optimierungsproblemen nicht der Anschlusszwang berücksichtigt. Auf der Ebene von Gemeinden reduziert sich dadurch nämlich die (unendliche bzw. bei diskreter Optimierung extrem große) Zahl möglicher Alternativen auf einige wenige, die besser direkt mit der Kostenvergleichsrechnung ausgewertet werden. Eine nichttriviale Einsatzmöglichkeit ergibt sich allerdings bei großräumigen Planungen für den Aufbau von Abwasserverbänden in einem Einzugsgebiet. Hier werden die Abwasserquellen auf der Ebene von Rotten oder Gemeinden modelliert und ein optimales Entsorgungssystem ist gesucht. Bei dieser Problemstellung sind auch die Annahmen vieler Modelle aus der Literatur gerechtfertigt (z.B. unterschiedliche optimale Höhen der tolerierten Emissionen).

Bei der Aufstellung des Modells sind mathematische Kenntnisse erforderlich (z.B. Inzidenzmatrizen, wenn konkrete Fragen der Leitungsführung anstehen). Auch sind Kenntnisse der Verfahren selbst zweckmäßig und insbesondere darüber, welche Optimierungsaufgabe eigentlich gelöst wurde. (Das vor allem dann, wenn die Verfahren eventuell nur suboptimale Lösungen liefern, wie es bei DPR erwartet wird.) Manche Verfahren verändern nämlich die Zielfunktion, indem sie eine Funktion der Nebenbedingungen hinzufügen, um diese so zu eliminieren (z.B. Penalty Funktionen). Und bei manchen Varianten des Annealing Verfahrens erfolgt die Abkühlung zu rasch (Vorteil: Beschleunigung der Rechnungen), als dass eine optimale Lösung zu erwarten ist (kleine Kristalle beim Schockgefrieren). Es wurden daher für spezifische Probleme der SWW eigene Verfahren entwickelt (z.B. RWSP, VAROPT, siehe unten).

Schließlich ist allgemein eine in der Planungsrechnung als optimal identifizierte Lösung nach einer rechtlichen Bewertung nicht mehr unbedingt die beste Alternative. Die gelöste Optimierungsaufgabe beruht nämlich auf einer Bewertung mit einem ökologischen bzw. ökonomischen Index (der Zielfunktion). Weil bei der Optimierung generell nur quantitative Indizes als Zielfunktionen und Nebenbedingungen verwendet werden können, sind ordinale Informationen (intangibile Kriterien) nicht verwertbar. Darüber hinaus gibt es Ansätze der Bewertung, die nicht mit Indizes auszudrücken sind, sehr wohl aber Elemente einer formalisierten Bewertung sein können. Somit ist der bei solchen Bewertungsverfahren (etwa Nutzwertanalysen) verwendete Optimalitätsbegriff in der Planungsrechnung nicht anwendbar.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Generierung von optimalen Varianten mit der Planungsrechnung nur dann Sinn macht, wenn die Anzahl der zur Verfügung stehenden plausiblen Varianten sehr groß ist, oder die Gefahr besteht, dass die beste Variante übersehen wird. In der SWW ist dies aber fast nie der Fall (vgl. auch AP 2), so dass andere Verfahren zielführender sind. Dies verdeutlicht auch die Tatsache, dass kommerzielle Programme für die Praxis der SWW bislang nicht entwickelt worden sind. Die im Folgenden aufgelisteten Verfahren wurden ausschließlich im Forschungsbereich für einzelne Projekte entwickelt.

### 2.3.3. *Lineare Systemoptimierung*

---

#### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Die Systemoptimierung nach Refsgard ist ein Beispiel für ein lineares diskretes Modell in der SWW, das durch die Einführung von hoch aggregierten Parametern möglich wird (Refsgard, 2001): Gesucht wird die kostengünstigste Variante für die Abwasserentsorgung unter vorgegebenen Emissionsgrenzen in einem Einzugsgebiet (Immissionsbetrachtung). Die lineare Zielfunktion sind die Kosten  $C(\mathbf{x})$ , die unter den linearen Nebenbedingungen  $A\mathbf{x} \leq \mathbf{b}$  minimiert werden. Dabei beschreibt  $\mathbf{x}$  die möglichen Abwasserentsorgungssysteme. Die 21 Dimensionen von  $\mathbf{x}$  entsprechen den möglichen neuen Systemen. (Refsgard hat 21 Systeme definiert, die von dezentralen bis zu zentralen Lösungen, basierend auf einer Gesamterfassung des Abwassers oder auf einer getrennten Erfassung der Teilströme, reichen.) Die Komponenten von  $\mathbf{x}$  sind die Anzahlen davon. Für jede dieser Systeme werden die Emissionen in kg bestimmt (d.h. die berechneten Emissionen der jeweiligen Abwasserreinigungsanlagen) und in  $A$  eingetragen. Die Matrix  $A$  der technischen Koeffizienten (Emissionen in kg pro  $\mathbf{x}$ -Komponente) und der Vektor  $\mathbf{b}$  der Grenzen (Emissionen in den betrachteten Vorfluter), die eingehalten werden müssen, definieren die Nebenbedingungen.

#### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Es ist keine Software verfügbar. Das Modell wurde in der Programmiersprache SAS (Statistical Analysis System) programmiert, kann aber auch (über eine Relaxation) in Excel bearbeitet werden.

#### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

1. Es erfolgt eine genaue Bestandsaufnahme der existierenden dezentralen Systeme.
2. Die potenziellen zukünftigen Systeme werden definiert. Die 21 hier vorgeschlagenen Möglichkeiten erfassen v.a. dezentrale Strategien, die auf einer getrennten sowie gemeinsamen Erfassung der Abwasserteilströme basieren.
3. Für die Kostenabschätzung werden die Kosten für 3 vordefinierte ARAs (hier: dezentral, kleinräumig, zentral) sowie die durchschnittlichen Kanallängen zu möglichen Reinigungsanlagen eines Typs erfasst. (Dieser Schritt muss erfolgen, da eine Optimierung der Auslegungsgröße der ARA ein nicht-lineares Problem wäre.) Für alle Systeme werden die technischen Koeffizienten bestimmt (und in  $A$  eingetragen), das sind die Emissionen an P und TOC (total organic carbon) in kg/System.
4. Die Nebenbedingungen (lineare Ungleichungen) werden aufgestellt, indem z.B. die maximal erlaubten Emissionen für das gesamte Gebiet erfasst werden (der Vektor  $\mathbf{b}$ ). Weitere Nebenbedingungen sind die maximale Zahl von Haushalten, die für ein bestimmtes System (wegen z.B. geologischer Gründe) geeignet sind. Hinzu kommen untere Schranken an  $\mathbf{x}$  (positive Outputs, ARAs decken den Bedarf).
5. Die Optimierung mit dem Ziel der Minimierung der Gesamtkosten wird ausgeführt.

#### 4. Verfahrensergebnisse

Das Ziel der Modellrechnung ist hier nicht die Generierung einer konkreten Anlage (Leitungsführung, etc.), sondern die Auswahl des kostengünstigsten Systemmixes aus den existierenden und den vordefinierten (hier 21) möglichen Abwasserentsorgungssystemen, das die erforderlichen Nebenbedingungen (hier v.a. die Gesamtemission in den Vorfluter) einhält. Ein Ergebnis ist z.B. wie viele der bestehenden Anlagen durch neue ersetzt werden sollen oder wie viele dezentrale Anlagen errichtet werden sollen. Die zulässigen Emissionen werden nur auf Einzugsgebietsebene betrachtet (Immissionsbetrachtung), d.h. einzelne Anlagen dürfen auch höhere Emissionen aufweisen.

### **5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

Dieses lineare Modell wurde speziell für die Optimierung der Kosten unter Einhaltung der Gesamtemissionen in die Vorflut (Immissionsbetrachtung) entwickelt. Die Emissionsanforderungen können aber einfach berücksichtigt werden, indem nur  $x$  vordefiniert werden, die diese erfüllen. Die Gesamtemissionsbetrachtung kann auch weggelassen werden.

Die Anwendung dieses Systems macht nur dann Sinn, wenn die Anzahl der plausiblen Entsorgungsvarianten sehr groß ist und das Optimum mit herkömmlichen Methoden nicht gefunden werden kann, oder der Aufwand jenen für die Anwendung des Optimierungsmodells übersteigt (siehe Planungsrechnung).

### 2.3.4. *Regional Wastewater Systems Planning (RWSP)*

---

#### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

Das Regional Wastewater Systems Planning (RWSP) wurde von Sousa et. al., 2000 speziell für die SWW mit einem zusätzlichen GIS (geographisches Informationssystem) als User Interface entwickelt. Gesucht wird über die Minimierung der Investitions- und Betriebskosten der Systemkomponenten (Kanäle, Kläranlagen, Pumpwerke) im Wesentlichen das kürzeste Wegenetz zur Abwassersammlung (vgl. die gegenwärtige Kostenstruktur). Es handelt sich dabei um ein Problem der nicht linearen diskreten Planungsrechnung (für deren Probleme vgl. die Diskussion zum Problem vom Handlungsreisenden bei der Planungsrechnung), das näherungsweise mit einem Annealing Algorithmus gelöst wird. Das Ziel ist die Generierung von brauchbaren Alternativen. Es muss also in der vorgegebenen Rechenzeit nicht unbedingt eine optimale Lösung gefunden werden, sehr wohl aber eine Verbesserung einer vorläufigen Planung.

#### **2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten**

Die RWSP Software wurde im Rahmen eines portugiesischen Forschungsprojektes entwickelt und ist nicht kommerziell erhältlich.

#### **3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte**

1. Die primären Eingangsdaten sind die „Knoten“ und stellen mögliche räumliche Punkte in dem zu entsorgenden Gebiet dar, an denen eine Kläranlage oder ein Pumpwerk situiert werden kann. Sie werden, ebenso wie die möglichen Lagen der Transportkanäle, grafisch eingegeben. Das erlaubt die Berücksichtigung von topographischen Gegebenheiten.
2. In Eigenschaftstabellen werden zu den Knoten Daten über die Höhenlage, die Länge, die Anzahl der Einwohner, etc. definiert, sowie Informationen über die Konstruktion und Kosten der Anlagen bekannt gegeben.
3. Weitere Eingangsdaten sind demnach bei diesen Tabellen die erzeugte Abwassermenge und –fracht, sowie die möglichen Ausführungen der Kanäle.
4. Dies erlaubt die Ermittlung der Zielfunktion. Sie beinhaltet eine Minimierung der Investitions- und Betriebskosten der Systemkomponenten (Kanäle, Kläranlagen, Pumpwerke).
5. Als limitierender Faktor sind die erlaubten Belastungen der Vorfluter bekannt: Die verfügbaren Vorfluter und Gemeinden werden also ebenfalls eingegeben.
6. Als Ausgangskonfiguration wird eine plausible Variante definiert.
7. Zur Ermittlung einer Verbesserung werden Verbindungen zwischen den definierten Knoten nach dem Zufallsprinzip getauscht (wobei im Sinn des Annealing Verfahrens auch Verschlechterungen mit einer vom Ausmaß der Verschlechterung und der „Temperatur“ abhängigen Wahrscheinlichkeit zugelassen werden). Diese Vertauschungen werden wiederholt (mit immer niedrigeren „Temperaturen“) durchgeführt, um so die kostengünstigste Verbindung zwischen den Kläranlagenstandorten zu ermitteln.

#### **4. Verfahrensergebnisse**

Das Ziel des RWSP ist die Generierung einer kostenoptimalen und noch umweltverträglichen konkreten Ausführung eines Kanalnetzes (einschließlich der optimalen Positionen der ARAs).



### **5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

Im Vergleich zum Modell der Systemplanung ist die konkrete Planung eines kostenoptimalen Kanalnetzes mit relativ hohem Aufwand verbunden, weshalb eine eigene Software im Rahmen eines portugiesischen Forschungsprojektes entwickelt wurde.

Da jedoch die tatsächlichen Planungen von Kanalnetzen auch zukünftige Ausbaumöglichkeiten berücksichtigen sollten, ist diese gefundene Lösung nur für eines von vielen möglichen Szenarien für zukünftige Entwicklungen optimal, vernachlässigt also mögliche Unsicherheiten. Im Hinblick auf den Anschlusszwang, durch den die Planungen auf der Ebene von Gemeinden trivial werden, ist ein sinnvoller Einsatz erst auf der Ebene von Einzugsgebieten gegeben (wo zumindest Rotten – schon zur Verkleinerung des Modells – zu Quellen zusammengefasst werden).

Wie bereits bei der Systemplanung erwähnt, macht die Anwendung dieses System nur dann Sinn, wenn die Anzahl der plausiblen Entsorgungsvarianten sehr groß ist und das Optimum mit herkömmlichen Methoden nicht gefunden werden kann, oder der Aufwand jenen für die Anwendung des Optimierungsmodells übersteigt.

Für die neuere Fassung von RWSP siehe auch Kap. 4.

### 2.3.5. *VAROPT*

---

#### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

VAROPT wurde von Ambros entwickelt und verfolgt ein ähnliches Ziel wie RWSP, aber mit einer anderen Heuristik bei der diskreten Optimierung (vgl. Ambros, 1996): Die Kosten der Kanäle sowie der erforderlichen Reinigungsanlagen sollen minimiert werden.

#### 2. Kurze Beschreibung der allfälligen verfügbaren Software und deren Kosten

Nach Ambros (Mitteilung vom Okt. 2003), ist keine kommerziell anwendbare Software verfügbar.

#### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

1. Definition der einzelnen Systemelemente (Lage und Größe der Abwasserproduzenten, mögliche Kläranlagenstandorte, Kanalabschnitte (inkl. Pumpstationen, Druckleitungen, etc.)
2. Definition der Randbedingungen (z.B. Emissionsgrenzen).
3. Definition der Kostenansätze für die definierten Systemelemente.
4. Minimierung der Zielfunktion: Der Projektkostenbarwert der Summe der anfallenden Verbindungs- und Reinigungskosten wird minimiert. Es wird mit einem vollständig dezentralisierten System begonnen (d.h. jeder Abwasserproduzent hat eine eigene Reinigungsanlage). Dann wird im Sinne einer „Greedy Search“ schrittweise der Grad der Zentralisierung erhöht (d.h., es werden nach und nach einzelne Abwasserquellen miteinander auf jeweils in dieser Stufe optimale Weise so verbunden, sodass der betrachtete Zentralisierungsgrad nicht überschritten wird). Der iterative Optimierungsvorgang wird abgebrochen, wenn durch eine weitere Zentralisierung keine Verringerung des Kostenbarwertes erzielt wird. Diese Lösung braucht zwar insgesamt nur suboptimal sein, doch man findet sie dafür rasch (weil die Suche in jedem Schritt relativ wenige Möglichkeiten überprüft, also daher eine „geizige Suchstrategie“ angewandt wird. Ein Beispiel für das Versagen der Greedy Search findet man bei Elenbogen und Maxim, 1992. Mit Annealing wurde eine optimale Lösung des dort geschilderten Problems gefunden.

#### 4. Verfahrensergebnisse

VAROPT liefert eine nicht unbedingt optimale Variante für ein Kanalnetz samt Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsbereich eines einzigen Vorfluters im Hinblick auf die Minimierung der Kosten.

#### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

VAROPT ist vom Anwendungsbereich, dem Aufwand und den Einschränkungen her vergleichbar mit RWSP, aber ohne GIS Anbindung und mit einer weniger günstigen Suchstrategie zur globalen Optimierung. Da die Aufhebung des Anschlusszwangs bei VAROPT ein Teil der Greedy-Search Heuristik ist (um die Suche zu beschleunigen), werden eher dezentrale Lösungen generiert, wodurch die Methode (wie auch RWSP) nicht für lokale Planungen (Gemeindeebene) geeignet ist, sondern nur für überregionale Konzeptionen von Abwasserentsorgungskonzepten (mit den Gemeinden und Rotten als Abwasserquellen).

VAROPT hat das historische Verdienst, auf ökonomisch sinnvolle dezentrale Lösungen hingewiesen zu haben, ist aber im Hinblick auf RWSP überholt (und für Fragen des optimalen Systemmixes nicht besser als die einfachere Systemoptimierung.) Die Anwendung von VAROPT in der derzeitigen Form wird selbst von Dr. Ambros im Rahmen seiner Tätigkeit als Planer nicht durchgeführt (Mitteilung vom Okt. 2003).

## **2.4. ÖKOBILANZEN**

### ***Grundlagen: Ökobilanzen nach ISO 14040***

**2.4.1. *Methode der kritischen Volumina (BPEO Index)***

**2.4.2. *Methode der ökologischen Knappheit***

**2.4.3. *MIPs***

**2.4.4. *Sustainable Process Index (SPI)***

**2.4.5. *URWARE***

## ***Grundlagen: Ökobilanzen nach ISO 14040***

---

### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

Nach der Definition von ISO 14040 (Prinzipien und allgemeine Anforderungen an Ökobilanzen, 1997) sind Ökobilanzen ein systematisches Set von Methoden zur Ermittlung und Bewertung von Inputs und Outputs von Materialien und Energie sowie der zugehörigen Umweltauswirkungen, die direkt mit einem Produkt oder Service verbunden sind. Eine Ökobilanz beschreibt demnach die Umweltauswirkungen eines Produktes oder eines Services „von der Wiege bis zum Grab“ (Errichtung, Betrieb, Abbruch und Entsorgung). Sie soll nicht nur die direkten, sondern v.a. auch die indirekten Umweltauswirkungen bestimmen und so alle Umweltauswirkungen von menschlichen Aktivitäten bewerten (z.B. auch den anteiligen Verbrauch von Rohstoffen für Infrastruktur, Herstellung der Hilfsmaterialien).

Die Bewertung der Gesamtbelastung erfolgt mit einem ökologischen Index einer Summe von (auf Grund ethischer Vorgaben) gewichteten Teilbelastungen (z.B. der Verbrauch von natürlichen Ressourcen, die Emissionen und Auswirkungen von umweltverschmutzenden Stoffen). Dazu gibt es unterschiedliche methodische Ansätze, für die ISO in mehreren Normen eine einheitliche Vorgehensweise vorschlägt: ISO 14041 von 1998 behandelt die Festlegung des Bilanzierungsziels und des Untersuchungsrahmens (einschließlich der Input-Output Analyse), 14042 aus 2000 die Beurteilung der ökologischen Wirkungen und 14043 aus 2000 die Abschätzung der Verbesserungspotentiale. Zusätzlich gibt es DIN Normen: 33926 standardisiert den Auswertungsbogen und 33927 regelt die Anwendung in der Öffentlichkeitsarbeit. (Vgl. die Veröffentlichungen des Deutschen Instituts für Normung e.V. – DIN, Berlin.)

### **2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten**

Um 3.600 Euro verkauft Pre Consultants (Niederlande) das Sima Pro Software Paket ([www.pre.nl](http://www.pre.nl)). Alternativ bietet CIT Ecologic aus Schweden die LCAiT Software um ca. 3.200 Euro an ([www.lcait.com](http://www.lcait.com)). Die Kosten ergeben sich aus den umfangreichen Datenbanken. Deutschsprachige Software wird z.B. von gabi-software angeboten ([www.gabi-software.de](http://www.gabi-software.de)).

### **3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte**

Eine Ökobilanz besteht generell aus 4 Teilen:

1. Zieldefinition (Bilanzierungsziel) und Definition des Umfanges: Das Ziel der Bilanz bestimmt v.a., ob eine detaillierte Sachbilanz eines Prozesses oder Systems erstellt werden soll oder ob mehrere Produkte miteinander verglichen werden sollen. Dementsprechend werden auch die zu erhebenden Daten definiert. Insbesondere müssen die (räumlichen und zeitlichen) Systemgrenzen festgelegt werden. Zum Beispiel kann das Ziel sein nur bestimmte Bereiche und Prozesse zu betrachten d.h., es müssen nicht immer alle Teile des Systems genau betrachtet werden.
2. Sachbilanz: Sie identifiziert alle Prozesse des untersuchten Systems. Für jeden Prozess werden die Energie- und Stoffflüsse durch direkte Messungen oder über Datenbanken ermittelt (Teil der o.a. Software).
3. Wirkungsbewertung: Die einzelnen Energie- und Stoffflüsse werden anhand der qualitativen Daten bewertet und mit einem Kriteriengewicht (Wirkungsfaktor) multipliziert. Danach werden alle Teilbelastungen zur Gesamtbelastung summiert. Die Wirkungsbewertung wird für 4 Kategorien durchgeführt: Verwendung natürlicher Ressourcen, Ökologische Verschlechterung, Gesundheitseffekte, andere soziale Auswirkungen.
4. Abschätzung der Verbesserungspotentiale um Möglichkeiten aufzuzeigen und zu bewerten, wie negative Umweltauswirkungen während des Lebenszyklus eines Produktes oder Services reduziert werden können.

### **4. Verfahrensergebnisse**

Ökobilanzen quantifizieren alle Umweltauswirkungen die mit einem Produkt oder Service während des gesamten Lebenszyklus verbunden sind mit dem Ziel, mögliche ökologische Verbesserungen

aufzuzeigen. Sie lassen sich für den Vergleich von Alternativen und zur Umweltinformation der Öffentlichkeit einsetzen. Weiter kann der ökologische Index als Zielfunktion bei der Generierung optimaler Alternativen mit einer Planungsrechnung verwendet werden. Im Bereich der SWW sei auf folgende drei Studien (aus unterschiedlichen Ländern mit nicht einheitlichen Schlussfolgerungen) verwiesen:

1. Bengtsson M., Lundin M. und Molander S.: Lifecycle assessment of wastewater systems, Case studies of conventional treatment, urine sorting and liquid composting in three Swedish municipalities, Technical Environmental Planning Report 1997, Nr. 9, Gothenburg, Schweden

Die Umweltauswirkungen von unterschiedlichen Abwasserentsorgungssystemen (AES) werden in 3 Fallstudien bewertet. Bei zwei Studien werden konventionelle AES mit alternativen verglichen, die dritte evaluiert 2 Alternativen zur Schlammbehandlung. Die Ökobilanz betrachtet die Verwendung von Energie und Rohstoffen sowie Emissionen in die Umwelt (Luft, Wasser, Boden) und verwendet 3 unterschiedliche Gewichtungsmethoden. Die Studie hat gezeigt, dass es wichtig ist, die Abwasserentsorgung, die Haushalte und die Landwirtschaft in das betrachtete System zu integrieren, um die Umweltauswirkungen vernünftig evaluieren zu können. Als die wichtigsten Einflussfaktoren werden die Emission von Nährstoffen in die Gewässer und die Verwendung von Dünger in der Landwirtschaft identifiziert: Die Vermeidung von künstlichem Dünger reduziert den Verbrauch von fossilen Rohstoffen und Luftemissionen.

2. Young-Jin S., Rousseaux P.: An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios, LAEPSI (Environmental Analysis Laboratory of Processes and Industrial Systems), National Institute of Applied Sciences de Lyon, Villeurbanne, France

Die Umweltauswirkungen von 5 Alternativen für die Schlammbehandlung werden auf der Basis von durchschnittlichen Literaturdaten, realen Daten der existierenden Anlagen und Simulationen bewertet. Die untersuchten Prozesse beinhalteten einen Hauptprozess (Verbrennung, Verwertung in der Landwirtschaft, Deponie), einen Stabilisierungsprozess (Stabilisierung mittels Kalk, Kompostierung, anaerobe Behandlung) sowie den Transport von Schlamm. Das Ergebnis zeigt, dass die Kombination von anaerober Behandlung mit landwirtschaftlicher Verwertung am umweltfreundlichsten ist. Der Grund dafür sind geringere Emissionen und geringerer Energieverbrauch. Ein Problem der Human- und Umwelttoxizität sind vor allem Schwermetalle, die über die Verbrennung in die Atmosphäre bzw. über die landwirtschaftliche Verwertung in den Boden gelangen. Weitere Einflussfaktoren sind Methan (Deponiegas) und die Auspuffgase (Transportfahrzeuge).

3. P. J. Roeleveld, A. Klapwijk, P. G. Eggels, W. H. Rulkens, W. van Starckenburg, HASKONING Consultants, Wageningen Agricultural University, Department of Environmental Technology, TNO: The Netherlands Sustainability of municipal wastewater treatment

Die Nachhaltigkeit von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen in den Niederlanden wird, bezogen auf die totalen antropogenen Auswirkungen, bewertet. Um die Nachhaltigkeit der Abwasserreinigungsanlagen (ARA) zu verbessern, sollten die Belastung des Ablaufes sowie die Schlammproduktion minimiert werden, da der Beitrag des Energieverbrauches relativ gering ist. Der bauliche Aspekt einer ARA und die Verwendung von Chemikalien tragen ebenfalls nur wenig zur Nachhaltigkeit einer ARA bei. Ökobilanzen werden für diese Studie als geeignetes Instrument angesehen, sollten aber besser auf regionaler Ebene statt auf nationaler eingesetzt werden.

### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Weil Ökobilanzen den gesamten Lebenszyklus und sämtliche Stoff- und Energieströme bei allen direkten und indirekten Umweltauswirkungen erfassen, bieten sie sich für die Verbesserung von Produktionsabläufen unter ökologischen Gesichtspunkten an. Durch die Verwendung gewichteter Summen als ökologischer Indizes besteht jedoch im Vergleich zu den tatsächlichen (nichtlinearen) Wirkungsbeziehungen die Gefahr der zu großen Vereinfachung (vgl. Brunner et. al., 2001).

Ein besonderes Problem stellt die Abgrenzung des Systems dar für das die Ökobilanz durchgeführt werden soll, da damit das Ergebnis manipuliert werden kann. Gerade die indirekten und räumlich bzw. zeitlich weit entfernten Auswirkungen sind bei der Bewertung im rechtlichen Kontext problematisch, weil Auswirkungen in der Zuständigkeit fremder Behörden im lokalen Kontext irrelevant sein können.

Diese Problematik wird dadurch verschärft, dass eine Ökobilanz versucht, die globalen umweltpolitischen Probleme in einem Zug zu integrieren. Dadurch sind Ökobilanzen einerseits schwierig zu interpretieren und erfordern andererseits eine große Anzahl von projektfernen Daten, die häufig nicht für sämtliche Lebenswegphasen verfügbar sind und somit trotz zeitaufwendiger Recherchen geschätzt werden müssen. Die hier eingehenden Annahmen (z.B. auch über die Nutzungsdauer von Systemen) können die Bilanzergebnisse wesentlich verändern.

Wie die obigen Beispiele zeigen, sind die Resultate unterschiedlicher Ökobilanzen nicht notwendig identisch. In der Familie aller Ökobilanzen werden somit unterschiedliche Werthaltungen ausgedrückt. Ein konkretes Verfahren der Ökobilanz kann aber nur eine einzige Werthaltung repräsentieren – und insofern sind Ökobilanzen unflexibel. (Wenn die Wahl der Gewichte dem Entscheidungsträger überlassen bleibt, gewinnen die Bewertungen an Flexibilität. Wir zählen sie dann aber nicht mehr zu den Ökobilanzen, sondern zur multiattributiven Werttheorie.) Da Ökobilanzen ökonomische Überlegungen zugunsten von ökologischen Bewertungen ausklammern, sind sie auch für Fragen nach der effizientesten Lösung nur gemeinsam mit ökonomischen Bewertungsmethoden anwendbar. Weiters werden manche ökologische Aspekte, die z.B. innerhalb einer UVP betrachtete werden müssen, nicht untersucht (z.B. Landschaftliche Auswirkungen, benötigte Fläche).

### 2.4.1. Methode der kritischen Volumina (BPEO Index)

---

#### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Die Methode der kritischen Volumina wurde in der Schweiz entwickelt und ist eines der bekanntesten Verfahren der Ökobilanz. Sie geht davon aus, dass die Umweltbelastung durch unbelastete Medien verdünnt wird und wertet das Verdünnungspotential über die kritischen Luft- oder Wasservolumen aus, d.h. jenen Quantitäten an Umweltmedien, bei denen die ausgetragene Stoffmenge noch zuträglich ist.

#### 2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

Es werden (unabhängig von den lokalen Gegebenheiten) die für eine Verdünnung der Belastungen notwendigen Mengen der Umweltmedien addiert. Je nach dem verwendeten Konzept kann auf eine gemeinsame Bewertung der Wirkungen, die durch verschiedene Stoffe verursacht werden, verzichtet werden (man erhält dann unterschiedliche Toxizitätsäquivalente) oder nicht. Das englische Umweltinspektorat führt eine Aggregation über alle Umweltmedien durch und verwendet dazu den BPEO Index (vgl. Bryce, 1994): Wenn  $x_i$  die quantitativen Messungen (Prognosen) einer Umweltauswirkung  $i$  sind (Emissionsmenge, Immissionskonzentration) und  $e_i$  ein dazu gehöriger gesetzlicher Grenzwert, dann ist BPEO (bis auf eine Abrundung kleiner Auswirkungen) die Summe

$$\text{BPEO} = \sum_i \frac{x_i}{e_i}.$$

#### 3. Verfahrensergebnisse

Ausgehend vom einheitlichen Prinzip der Verdünnung der Schadstoffe in den Umweltmedien werden die Schadstoffbelastungen unterschiedlicher industrieller Prozesse und Produkte (aus allen gängigen Materialien inkl. Verpackungen) verglichen. Gesellschaftliche Wertevorstellungen gehen in die Beurteilung insofern ein, als die Berechnung der kritischen Volumina über Grenzwerte erfolgt.

#### 4. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Die Methode hat über BPEO bereits Eingang in rechtliche Überlegungen zur Definition von BAT gefunden. Sie sollte aber nicht bei Prozessen und Produkten angewandt werden, deren Wirkungen gar nicht berücksichtigt werden (z.B. Landnutzung, direkte Strahlung, biotischer Ressourcenverbrauch) oder deren Beurteilung von lokalen Gegebenheiten abhängt.

## **2.4.2. Methode der ökologischen Knappheit**

---

### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

Die Methode der ökologischen Knappheit wurde in den 80er Jahren unabhängig voneinander in der Schweiz und den Niederlanden entwickelt. Sie geht davon aus, dass die „Umwelt“ nicht unbegrenzt genutzt werden kann und stellt mittels sogenannter Ökofaktoren dem regional vorhandenen Verdünnungspotential die realen Stoffflüsse gegenüber. Ein vergleichbarer Ansatz ist das Konzept der geogenen Flüsse, der natürlich gegebenen Stoff- und Energieflüsse innerhalb einer Region, die den anthropogenen Flüssen gegenübergestellt werden.

### **2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte**

Bei der Methode der ökologischen Knappheit werden die vorhandenen Umwelteinwirkungen in der Form von physikalischen Massenflüssen erhoben und jenen Kapazitäten gegenübergestellt, die innerhalb der betrachteten Region von der Umwelt aufgenommen werden können (kritischer Fluss). Die Verhältniszahl aus beiden wird als Ökofaktor bezeichnet und mit dem In- bzw. Output des geprüften Projekts zu den UBP (Umweltbelastungspunkte) multipliziert. Diese können dann über die unterschiedlichen Stoffe zu einer einzigen Maßzahl addiert werden. Im Unterschied zur Methode der kritischen Volumina werden dadurch lokale Gegebenheiten berücksichtigt.

### **3. Verfahrensergebnisse**

Ausgehend vom regionalen Verdünnungspotential der Schadstoffe in den Umweltmedien vergleichen die mit der Methode der ökologischen Knappheit verwandten Verfahren die Schadstoffbelastungen unterschiedlicher industrieller Prozesse und Produkte (aus allen gängigen Materialien inkl. Verpackungen) sowie von Dienstleistungen (z.B. Logistik-Konzepte). Gesellschaftliche Wertevorstellungen gehen in die Beurteilung über die kritischen Flüsse und über Grenzwerte ein.

### **4. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

Die Methode der ökologischen Knappheit ist allgemein anwendbar, außer wenn natürliche Vorgänge völlig anders verlaufen als es der lineare Ökofaktor berücksichtigt bzw. der Ökofaktor relevante Prozesse überhaupt nicht berücksichtigt (vgl. kritische Volumina).



### 2.4.3. *Materialintensität pro Serviceeinheit (MIpS)*

---

#### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Das MIpS Konzept (Materialintensität pro Serviceeinheit) wurde Anfang der 90er Jahre von Friedrich Schmidt-Bleek am Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie, ausgearbeitet. Es beurteilt den zu leistenden Material- und Energieaufwand für einen Prozess, ein Produkt, Infrastruktur oder eine Dienstleistung und ist auf die Optimierung der Ressourcenproduktivität für fertige Produkte ausgelegt, nicht für Roh- oder Hilfsmaterialien. Der mit MIpS berechnete natürliche Ressourceninput kann in weiterer Folge als Basis für eine Ökobilanz mit einer breiteren Perspektive verwendet werden.

#### 2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

1. Die untersuchten Prozesse (auch Transporte, Benutzung von Infrastrukturen, Anlagen, Verpackungen) werden in der Form der Masse (in kg) des materiellen Inputs  $M_i$  (nicht erneuerbare anorganische Stoffe, erneuerbare organische Stoffe, bewegter Boden im Fall der Land- und Forstwirtschaft, Wasser und Luft) und der benötigten Energie (kWh für elektrische Energie, MJ für fossile Brennstoffe) erfasst.
2. Das Produkt von  $M_i$  mit der Energie ist die Materialintensität  $MI$  des untersuchten Materials. Diese  $MI$ -Werte werden addiert und ergeben bei Division durch die Anzahl  $S$  der Serviceeinheiten den Indikator MIpS. Eine Serviceeinheit wird definiert als eine Nutzung (z.B. 1 gefahrener km einer Person, 1 kg gereinigte Wäsche), als Dauer der Nutzung (1 Jahr, 1 Tag) oder als eine Kombination von beiden (z.B.  $MI$  pro  $m^3$  Bruttorauminhalt eines Hauses und Jahr).

#### 3. Verfahrensergebnisse

MIpS ist das reziproke Maß der Ressourcenproduktivität: Je höher der MIpS, desto schlechter ist die ökologische Qualität im Hinblick auf den Verbrauch von Material und Energie. Eine Voraussetzung für die Anwendung des MIpS-Konzeptes ist es, die Anzahl der tatsächlichen oder voraussichtlichen Nutzungseinheiten bzw. die tatsächliche oder voraussichtliche Lebensdauer eines Gutes zu kennen. Ebenso muss der Materialinput und Energieaufwand bekannt sein.

#### 4. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Mit Hilfe von MIpS kann eine mögliche Verschwendung von Ressourcen aufgezeigt werden. Es wird jedoch nur dieser eine Aspekt der Umweltauswirkungen erfasst – und dieser nicht vollständig. (Der Landverbrauch und der spezifische Oberflächenverbrauch eines Prozesses bleibt z.B. unberücksichtigt.). Für eine umfassende Beurteilung von Umweltauswirkungen ist MIpS ungeeignet, weil z.B. die Toxizität der Materialflüsse oder Auswirkungen auf die Biodiversität nicht beurteilt werden. (Es wird dazu eine Hypothese angeboten, wonach MIpS im Zusammenhang mit der Auslöschung von Spezies stehe.) Es stellt sich daher die Frage, ob nicht bei anderen Methoden der Ökobilanzen mit dem gleichen Aufwand an Datenerfassung ein ausgewogeneres Bild zu erwarten ist.

## 2.4.4. *Sustainable Process Index (SPI)*

---

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Der Sustainable Process Index (SPI) wurde in den 90er Jahren an der TU Graz von Narodoslowsky und Krotscheck entwickelt und basiert auf der Idee des Ökologischen Fußabdruckes (Ecological Footprint) von William Rees an der University of British Columbia in Vancouver/Kanada und seinem Schweizer Doktoranden Mathis Wackernagel. Der SPI ist ein hoch aggregierender Index für Materialflüsse und Energiebilanzen und misst den Verbrauch aller Flächen (in m<sup>2</sup>) die notwendig sind, um Rohmaterialien (z.B. Ertrag von Pflanzen/Fläche), Energie (industrieller Energieertrag) und Infrastruktur (Fläche für eine Fabrik, Rohmaterial und Energie) bereitzustellen sowie Emissionen bis zu ihrer natürlichen Konzentration in der Umwelt (Atmosphäre, Wasser, Boden) zu verdünnen. Diese Fläche wird als notwendig angesehen, um menschliche Aktivitäten in die Ökosphäre einzubetten und zur Fläche, die jedem Menschen im Schnitt zur Verfügung steht, in Bezug gesetzt. Der SPI ist das Verhältnis dieser Flächen: Nur ein SPI < 1 kann als nachhaltig bezeichnet werden.

### 2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

Der gesamte Flächenbedarf einer menschlichen Aktivität (Bereitstellung von Rohmaterialien, Energie, Infrastruktur, Verdünnung der Emissionen, Bereitstellung von Personal, etc.) muss ermittelt und aufsummiert werden. Der Ressourceneinsatz wird dabei über Erneuerungsraten oder Erträge berechnet (z.B. Ertrag einer Pflanze/Fläche und Jahr), als Flächenbedarf von Infrastruktur, als Flächenbedarf für Energieerträge (z.B. Flächenbedarf pro kWh), etc.

### 3. Verfahrensergebnisse

Zusätzlich zu den Einsatzmöglichkeiten der Ökobilanzen im Allgemeinen (vgl. ISO 14040) bieten die Autoren den SPI als ein absolutes Maß der Nachhaltigkeit an.

### 4. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Der SPI ermöglicht eine Bewertung auf der Basis der Energie- und Stoffflüsse ohne die bei MIPS beobachteten Einschränkungen und ist (wie die Methode der ökologischen Knappheit) wegen der Verwendung regionaler Konzentrationen auch an die lokalen Verhältnisse angepasst. Da jedoch die Bezugsgrößen aus rein ökologischen Überlegungen abgeleitet sind, eignet sich der SPI nicht zur Bewertung der Nachhaltigkeit im rechtlichen Kontext, wo ethische Wertungen einfließen (müssen): Die Verwendung des SPI könnte dort zu einem ökologistischen Fehlschluss verleiten. (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten, Stuttgart 1987.)

## 2.4.5. *URWARE*

---

### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

URWARE (URban WAtER REsearch model) ist ein in Entwicklung befindliches analytisches Stoffflussmodell für die SWW auf der Basis von Ökobilanzen. Seine Elemente (Haushalte, Trinkwasserproduktion, Transporte, Abwasserreinigung, Schlammbehandlung, Kompostierung, Verbrennung und Deponie) werden zu einem gesamthaften Modell des physikalischen SWW Systems verknüpft, wobei theoretische und empirische Beziehungen von Stoffflüssen (das Modell verarbeitet jährliche Daten) verwendet werden. Die derzeitige Version simuliert 74 Substanzen. Diese können sowohl als einzelne Emissionen (Luft, Wasser, Boden) oder als aggregierte Umweltbelastungen bewertet werden. Das Ziel ist die Entwicklung von ökologischen Nachhaltigkeitskriterien von SWW Systemen. URWARE ist nicht gedacht und geeignet für die Dimensionierung oder Optimierung von Reinigungsprozessen für Reinigungsanlagen (Abwasser, Trinkwasser).

### **2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten**

URWARE kann über das Swedish Environmental Research Institute, die Swedish University of Agricultural Sciences oder das Royal Institute of Technology bezogen werden.

### **3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte**

URWARE besteht aus mehreren Teilmodellen, die ihrerseits aus Teilprozessen der gleichen Struktur aufgebaut sind und derzeit auf der Basis von Anlagedaten und Pilotprojekten entwickelt werden. Dabei sind die Energie- und Stoffflüsse innerhalb des SWW-Systems zu erfassen (auch chemische Zusätze bei ARAs, Weglängen für Abfalltransporte), während die Flüsse außerhalb vernachlässigt werden.

### **4. Verfahrensergebnisse**

URWARE erlaubt die gleichzeitige Berücksichtigung von Abwasser und (biogenem) Abfall, modelliert die Emissionen bei der landwirtschaftlichen Nutzung von Klärschlamm (organische vs. mineralische Dünger) und lässt auch den Fluss von einzelnen Substanzen (z.B. Kadmium) durch das System verfolgen: Wegen der Verwendung von Systembibliotheken können die Benutzer unterschiedliche Systemstrukturen direkt am Bildschirm aufbauen. Dadurch können die Bewerter die Aggregationsstufe der Bewertung selbst bestimmen.

### **5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

Mit URWARE kann eine vereinfachte Ökobilanz durchgeführt werden, da nur Flüsse innerhalb des Systems (siehe 3.) betrachtet werden und viele notwendige Daten bereits in Datenbanken enthalten sind. Es beinhaltet aber auch Daten über die externen Umweltauswirkungen von Flüssen innerhalb des betrachteten Systems, z.B. für die Verwendung von mineralischem Dünger.

## ***2.5. MULTIATTRIBUTIVE VERFAHREN (Nutzenfunktionen)***

- 2.5.1. Multiattributive Werttheorie (MAUT)***
- 2.5.2. SMART, SWING und verwandte Verfahren***
- 2.5.3. Klassische Nutzwertanalyse***
- 2.5.4. Compromise Programming***
- 2.5.5. Composite Programming***
- 2.5.6. Erweiterte Nutzwertanalyse***

### 2.5.1. Multiattributive Werttheorie (MAUT)

---

#### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Die multiattributive Werttheorie wurde von Keeney und Raiffa als Synopse von gängigen Konzepten der rationalen Entscheidung entwickelt, (Keeney und Raiffa, 1976) um einen zur klassischen ökonomischen Bewertung analogen Rahmen für den Vergleich von Alternativen unter einer breiteren Klasse von Wertgesichtspunkten zu schaffen (Multiple Attribute Utility Theory MAUT und ähnlich die Multiple Attribute Value Theory MAVT).

Dem allgemeinen Modell der rationalen Entscheidung folgend enthält die Werttheorie Regeln zur Aufstellung eines (i.A. hierarchischen) Zielsystems und seine Auflösung in Attribute (Kriterien  $i = 1, 2, \dots$ ) zur Bewertung von Alternativen ( $x, y, \dots$ ) unter den Teilzielen und zur Wertsynthese. Die eigentliche integrative Bewertung erfolgt durch die Festlegung von nichtnegativen Wertgewichten  $g_i$  (in der Regel positiv mit der Summe 1 oder 100), die Bewertung der Ausprägung  $x_i$  (z.B. eine prognostizierte Emission) des  $i$ -ten Attributs des Vorhabens  $x$  mit einer Wertfunktion  $u_i(x_i)$ , die (einheitlich für alle  $i$ ) entweder Nutzen oder Missnutzen repräsentiert und (in der Standardversion der multiattributiven Werttheorie) der Zusammenfassung dieser Teilbewertungen zur gewichteten Summe

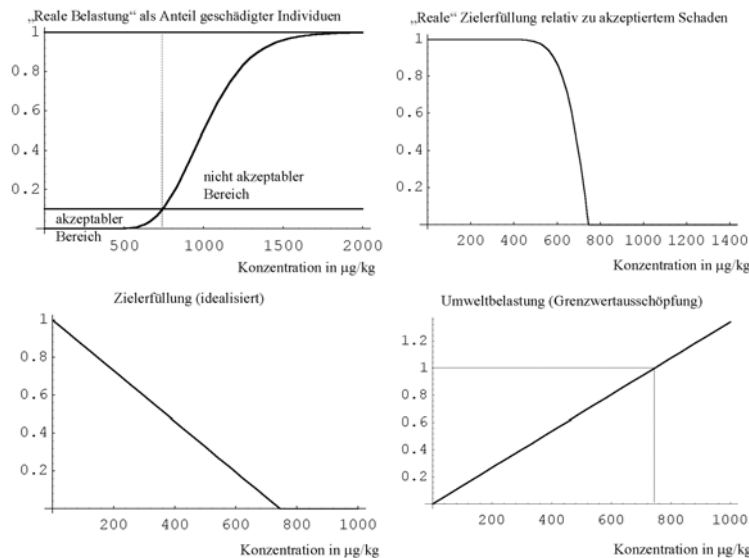
$$u(x) = \sum_i g_i \cdot u_i(x_i).$$

Dieser Index ist eine nach der relativen Bedeutung der entscheidungsrelevanten Ziele gewichtete zusammenfassende Aussage über das Ausmaß der Zielerfüllung der Alternative  $x$ . Ökonomische Ziele können in diese Bewertung einfließen, müssen es aber nicht, weswegen wir MAUT nicht zu den ökonomischen Bewertungsverfahren zählen.

Eine wesentliche Voraussetzung (die bei der nahe verwandten Methode der Nutzwertanalyse abgeschwächt wird), ist die Bewertung nach einem festen Zielsystem, das sich nicht während der Bewertung, z.B. durch das Hinzunehmen weiterer Alternativen, verändert. Ein Beispiel für eine derartige Wertfunktion unter der Voraussetzung von quantitativen Daten  $x_i$  (Verhältnisskala) ist die Missnutzensfunktion  $u_i(x_i) = x_i / e_i$ , wobei  $e_i$  ein gesetzlicher Grenzwert z.B. für die Emission von  $i$  ist. (Für diese konkrete Wertfunktion ist das Ergebnis der Wertsynthese nahe verwandt -im Fall von gleichen Gewichten identisch- mit Methode der kritischen Volumina.) In der folgenden Abbildung ( $u_i$  ist die 4. Grafik) sind einige Beispiele für mögliche Formen der Funktion  $u_i$  als Grad der Zielerfüllung bzw. Messung der Belastung angeführt, die auch erläutern, welcher Weg der fortlaufenden Idealisierung zur Definition  $u_i = x_i / e_i$  geführt hat. Nicht anwendbar wäre die Eichung mit der maximalen unter den Alternativen beobachteten Emission  $e_i$ . Ebenso sind die Wertgewichte konstant, was sogenannte objektive Gewichte (z.B. auf der Basis der aus den Alternativen berechneten Entropie wie bei NAIADe) ausschließt. Um mit formelmäßigen Wertfunktionen zu arbeiten, geht man von quantitativen Inputdaten (Verhältnisskala) aus.

Hier nicht mehr näher ausgeführte Weiterentwicklungen der multiattributiven Werttheorie verwenden statt der additiven Bewertung  $u(x)$  auch allgemeinere Syntheseregeln, z.B. das geometrische Mittel der Zielerfüllungen  $u_i(x_i)$ . Verglichen wird in der Praxis auch nach der ungünstigsten Teilbelastung. Eine weitere Modifikation wäre die Hurwicz-Regel, der Vergleich nach dem Mittel der besten und schlechtesten Teilbelastungen oder allgemein nach einer gewichteten Summe der nach ihren Rängen umgeordneten Teilbelastungen (Zielerfüllungen), wobei sich dann die Wertgewichte nicht mehr auf die vorgegebenen Werte beziehen. Offensichtlich verändern diese Aggregationen völlig den Charakter des Verfahrens (vgl. Compromise Programming).

**Abbildung 2.5-1.** (Quelle: Brunner et. al. 2001, loc. cit., Abbildung 3.3.) Beispiele für die Wertcharakterisierung auf Grund eines Grenzwerts.



## 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Der Schritt der Wertsynthese ist bei der multiattributiven Werttheorie ideal auf die Anwendung von Tabellenkalkulationsprogrammen (MS Excel) abgestimmt, weswegen keine eigene Software erforderlich wäre. Aufwändig sind allenfalls die vorbereitenden Schritte der Formulierung eines Wertesystems und der Analyse der Wirkungsbeziehungen sowie die nachfolgende Sensitivitätsanalyse. Für diese Zwecke wird z.B. von Lumina Decision Systems die Analytica Software (je nach Version zwischen 1.200 bis 6.000 US \$) vertrieben.

## 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

1. Aufstellung eines anwendbaren Zielsystems in quantitativ zu bewertende Kriterien.
2. Festlegung von Gewichten für die Zielkriterien. Die Gewichte können z.B. von Kosten-Nutzen Rechnungen oder Ökobilanzen übernommen werden oder werden während der Bewertung sukzessive entlang der Hierarchie festgelegt (Baumstruktur). Sie basieren dann auf der Analyse der jeweils implizit vorausgesetzten Trade-offs zwischen den Zielen. (vgl. Schuh, 2001)
3. Dazu passend erfolgt eine Bewertung der Zielerträge  $x_i$  mit einem Index  $u_i$ , der ebenfalls z.B. aus einer Ökobilanz übernommen werden kann.
4. Bewertung der Alternative  $x$  mit der gewichteten Summe  $u(x)$  von oben.
5. Sensitivitätsanalyse, um die Stabilität eines Vergleichs zwischen  $x$  und  $y$  unter Risiken (Schwankungen der Inputdaten  $x_i$  zwischen den Extremwerten der Schätzung, Monte-Carlo Simulation) zu beurteilen. Analyse der Flexibilität der Methode, um sicherzustellen, dass a priori durch die geeignete Wahl der Gewichte auch andere Reihungen möglich sind (Festlegung von Kippwerten für die Gewichte, bei denen sich die Empfehlung ändert).

## 4. Verfahrensergebnisse

Das Ergebnis des Verfahrens ist ein Vergleich von endlich vielen Alternativen  $x$  nach ihrem Nutzen bzw. Missnutzen  $u(x)$  insgesamt. (Auch Unsicherheit kann dabei durch den erwarteten Nutzen berücksichtigt werden.) Wenn die Teilkriterien formelmäßig bewertet werden, kann  $u(x)$  auch als zu maximierende bzw. minimierende Zielfunktion in einer Planungsrechnung eingesetzt werden, um Alternativen zu generieren. Eine zusätzliche Funktion der Werttheorie besteht in der nachträglichen Analyse von Entscheidungen, die auch bei rein ökonomischen Zusammenhängen nichttriviale Trade-offs aufzeigen kann. (Wenn z.B. bei Alternativen mit gleichen Gesamtkosten und auch sonst gleichen Belastungen unterschiedliche Präferenzen zu beobachten sind, kann dies an der unterschiedlichen Aufteilung der finanziellen Lasten unter dem Subventionsgeber, den Nutzern und dem Betreiber bzw.

Errichter liegen, die mit unterschiedlichen Missnutzenfunktionen  $u_i$  und Gewichten  $g_i$  bewertet werden.)

### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Die multiattributive Werttheorie geht von einem relativ allgemeinem Modell der rationalen Entscheidung aus und zeichnet sich deshalb durch eine klare Struktur mit einem einfachen und daher leicht zu handhabenden Ablauf der Bewertung aus, die auch vielfältige Einsatzmöglichkeiten zulässt. Allerdings ist das dabei vorausgesetzte logisch konsistente Zielsystem und das dazu passende quantitative Datengerüst oft nicht gegeben oder nur mit einem unverhältnismäßig hohem Aufwand zu erarbeiten. Die Entscheidung widerspricht deshalb bisweilen den intuitiven Heuristiken der Bewerter unter Unsicherheit.

Indem die Entscheidungsträger in der Wahl der Gewichte  $g_i$  und der Kriterienbewertungen  $u_i$  weitgehende Freiheiten haben, ist die Methode auch im Vergleich z.B. zu Ökobilanzen im Bezug auf das Wertesystem flexibler. Allerdings ist die Flexibilität nur dann hinreichend, wenn die Bewertung mit einer gewichteten Summe auch aus sachlichen Gründen gerechtfertigt ist. Auch kann diese Flexibilität im konkreten Anwendungsfall dazu führen, dass nicht nachvollziehbar ist, wie und wodurch die Gewichte und Kriterienbewertungen bestimmt und begründet sind. (Scholles, [www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm\\_BewNwa.htm#probleme1](http://www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm_BewNwa.htm#probleme1).)

Da sich Umweltbelange wie z.B. „Biotopschutz“ und „Lärmschutz“ nicht gegeneinander verrechnen lassen, (vgl. Rat vom Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten, Stuttgart, 1987) sollte die Bewertung mit der multiattributiven Werttheorie wie jede Bewertung auf der Basis von substituierbaren Werten (dazu zählen auch ökonomische Bewertungen von Umweltauswirkungen mit Schattenpreisen) auf der Ebene der Schutzgüter stoppen. Eine hoch integrierende Bewertung, die z.B. über die Ebenen Umwelt, Soziales (Akzeptanz der Nutzer eines Abwasserentsorgungssystems) und Wirtschaft aggregiert, wird zu eher problematischen Empfehlungen führen, wie auch allgemein das Bundesamt für Straßen am Eidgenössischen Department für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation feststellt (vgl. Nistra, 2002): Solche Methoden vermitteln lediglich die Illusion, „einen komplexen, mit vielfältigen Trade-Offs (Zielkonflikten) behafteten Entscheidungsprozess durch eine wie auch immer errechnete Punktzahl ersetzen zu können.“

## 2.5.2. SMART, SWING und verwandte Verfahren

---

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

SMART (Simple Multi-Attribute Rating Technique) wurde von Edwards und von Winterfeldt als abgekürzte Form der multiattributiven Werttheorie entwickelt. (Winterfeldt und Edwards, 1986) Wie bei MAUT erfolgt die Bewertung der Alternative  $x$  mit einer gewichteten Summe. Allerdings brauchen die Bewerter die Zielerträge  $x_i$  nicht zu kennen, sondern sie evaluieren unmittelbar die Nutzenfunktion  $u_i(x_i)$  und werden z.B. in einem Dialogfeld der Softwareimplementierungen nach einem Wert dafür zwischen 0 und 1 gefragt; oft nur als elfteilige Skala 0, 0.1, ... bis 1. (Da nicht auszuschließen ist, dass diese Urteile von den anderen Alternativen abhängen, kann SMART als Stufe zwischen der Werttheorie und der Nutzwertanalyse angesehen werden.) Weiters erfolgt auch die Wahl der Kriteriengewichte innerhalb enger Grenzen. Je nach den genauen Regeln (siehe unten) erhält man neben SMART auch SWING und andere sog. algebraische Methoden.

### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Das Systems Analysis Laboratory der Helsinki University of Technology hat ein Java Applet gratis ins Web gestellt (Web-HIPRE unter [www.hipre.hut.fi](http://www.hipre.hut.fi)), mit dem eine als Entscheidungsbaum strukturierte Hierarchie (vgl. die Abbildung zu AHP) aufgelöst wird und dazu Kriteriengewichte mit SMART, SWING und z.B. AHP berechnet werden. Auch die WINPRE Software unterstützt SMART.

### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

Schritt 1, 4 und 5 sind wie bei der multiattributiven Werttheorie. In Schritt 3 erfolgt die Bewertung von  $x$  direkt ohne Umweg über die Zielerträge, die demnach auch qualitative Daten sein können. Für Schritt 2 gibt es unterschiedliche Methoden (wir folgen HIPRE):

1. Bei SMART erhält das Kriterium mit der geringsten Bedeutung 10 Punkte. Die nächsthöheren Kriterien enthalten mehr Punkte, je nachdem um wie viel wichtiger sie sind; etwa 30 und 40 Punkte. Das Ergebnis wird dann auf die Summe 1 normiert (also  $g_i = 0.125, 0.375$  und  $0.5$ ).
2. Bei SWING erhält das wichtigste Kriterium 100 Punkte und die weniger wichtigen entsprechend weniger, etwa 95 und 55 Punkte. Das Ergebnis wird wieder zur Summe 1 normiert (also  $g_i = 0.4, 0.38$  und  $0.22$ ).
3. Allgemein werden bei den sog. algebraischen Methoden die Wertgewichte als Lösungen eines Systems von linearen Ungleichungen definiert. Ein Beispiel ist die 100-Punkte Regel von Bechmann mit den Bedingungen, dass die Gewichte positive ganze Zahlen mit der Summe 100 sind und dass das wichtigere Kriterium ein höheres Gewicht erhält. (vgl. Weber, Borchering, 1993)

### 4. Verfahrensergebnisse

Das Ergebnis des Verfahrens ist ein Vergleich von endlich vielen Alternativen  $x$  nach ihrem Nutzen bzw. Missnutzen  $u(x)$  insgesamt. Eine Verwendung dieses Indizes zur Generierung von Alternativen mit der Planungsrechnung ist nicht möglich, weil die  $u_i(x_i)$  nicht formelmäßig gegeben sind. Im Bereich der Variantenuntersuchung in der SWW wurde das Verfahren im Rahmen des britischen SWARD Projektes angewandt (vgl. Ashley et. al., 1999)

### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Die Bemerkungen zur multiattributiven Nutzentheorie behalten für SMART und verwandte Methoden ihre Gültigkeit. Doch die Regeln zur Gewichtsbestimmung schränken die Flexibilität der Methoden ein (bei dem im HIPRE angeführten SMARTER sind nur mehr die Rangordnungen frei zu wählen), wodurch die praktische Anwendung problematisch wird. (Die Bedeutung der Flexibilität eines Bewertungsverfahrens relativ zum Wertesystem diskutieren Brunner et. al., 2001)



### 2.5.3. *Klassische Nutzwertanalyse (NWA)*

---

#### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Die klassische Nutzwertanalyse (NWA) wurde aus der Kosten-Nutzenanalyse entwickelt, um ökologische Zielsetzungen direkt in individuellen Gewichtszuweisungen (statt Schattenpreisen) abzubilden. (Zangemeister, 1970) Der formale Aufbau ähnelt der multiattributiven Werttheorie: Die Inputdaten sind quantitative Zielerträge  $x_i$ . Doch wird die zum Vergleich der Alternativen herangezogene gewichtete Summe

$$u(x) = \sum_i g_i \cdot u_i(x_i)$$

im Allgemeinen davon abhängen, welche Alternativen verglichen werden: Die konkurrierenden Alternativen können sowohl in die Bewertungen  $u_i$  der Zielerfüllung einfließen (z.B. über die Eichung), als auch in die Ermittlung der Gewichte (z.B. sog. objektive Gewichte).

#### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Wie bei MAUT ist der Schritt der Wertsynthese ideal auf die Anwendung eines Programms zur Tabellenkalkulation (wie MS Excel) abgestimmt, weswegen keine eigene Software erforderlich ist.

#### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

Der Aufbau des Verfahrens folgt dem Schema der multiattributiven Werttheorie:

1. Aufstellen eines Zielsystems mit Kriterien, die quantitativ bewertbar sind.
2. Bewertung der Zielerträge (bzw. Belastungen) indem ihnen, in Bezug auf das Wertesystem, Güteinstufungen zugeordnet werden: Ein Indikatorwert wird über eine Nutzenfunktion (Transformationsfunktion) in den Zielertrag (Zielbelastung) umgewandelt. Die Wahl der Transformationsfunktion erfolgt durch die Bewerter.
3. Festlegung von Gewichten für die Zielkriterien, wobei jetzt auch sog. objektive Gewichte zur Verfügung stehen. (Für eine Übersicht vgl. Brunner et. al., 2001)
4. Ermittlung der Teilnutzwerte indem die Zielerfüllungsgrade mit dem Gewicht multipliziert werden und Berechnung des Gesamtnutzwertes durch Addition der Teilnutzwerte.
5. Sensitivitätsanalyse

#### 4. Verfahrensergebnisse

Die NWA eignet sich zum Vergleich von endlich vielen Alternativen nach ihren Nutzwerten. Für den Einsatz sind zahlreiche Beispiele dokumentiert, so bei der Bewertung von Trassenvarianten im Straßenbau, abfallwirtschaftlichen und wasserbautechnischen Vorhaben.

#### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Die Beurteilung der NWA ist ähnlich wie die der multiattributiven Werttheorie. Da die NWA in Bezug auf das Wertesystem noch flexibler ist, spielen naturgemäß die Kritikpunkte der willkürlichen Anwendung in Manipulationsabsicht eine größere Rolle. Inwieweit die NWA dennoch eine Rolle bei behördlichen Entscheidungsprozessen spielen kann, wurde in Österreich bereits von den Höchstgerichten abgehandelt: Die Behörden können ihre Entscheidung auf eine NWA stützen, sind aber nicht an ihre Ergebnisse gebunden. (vgl. VwGH 94/10/0076 vom 21.11.1994 und VfGH 9823 vom 13.10.1983, jeweils zu Entscheidungen zur Wahl einer Trassenführung im Straßenbau)

Anders als die multiattributive Werttheorie eignet sich die NWA nicht zur Generierung von Lösungen: Ein Nutzwert ist nämlich im Allgemeinen kein Index, der im Rahmen der Planungsrechnung optimiert werden könnte. Obwohl die gewichtete Summe  $u(x)$  formal wie eine lineare Funktion in  $x$  aussieht, kann sie bei der NWA eine von sämtlichen Alternativen abhängige nichtlineare Funktion sein.

Ein Beispiel für eine solche NWA wäre es, die Teilbelastungen der Alternative  $x_h$  mit den Zielerträgen  $x_{i,h} > 0$  zu bewerten als Anteil der maximalen beobachteten Belastung (statt der Ausschöpfung der gesetzlichen Grenzwerte  $e_i$ ):

$$u_i(x_{i,h}) = x_{i,h} / \max_k \{x_{i,k}\}.$$

Die Wertgewichte könnte man aus den zu bewertenden Alternativen gewinnen (z.B., indem man mit der Entropie die Unterschiede zwischen ihren Ausprägungen der Attribute betont und die Zielwerte so vor einer allfälligen Anwendung ethisch motivierter Wertgewichte eicht). Das Resultat ist aber kein Index im herkömmlichen Sinn mehr, weil er nicht nur von  $x_h$  abhängt, sondern auch von den anderen Alternativen  $x_k$ . Die Optimierungsaufgabe der Planungsrechnung wäre mit solch einem Index sinnlos.

## 2.5.4. *Compromise Programming*

---

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Das Compromise Programming geht davon aus, dass es nicht eine einzige optimale Lösung gibt (im Gegensatz zur Planungsrechnung – siehe dort), sondern eine Menge von effizienten Alternativen, die in keinem Kriterium mehr verbessert werden können, ohne Verschlechterungen bei einem anderen Ziel in Kauf nehmen zu müssen (bei der Abbildung 1.1-1 die Kurve zwischen Variante 3 und 4). Um solche Lösungen zu bestimmen, verwendet das Compromise Programming Abstandsmaße. Es wird jene Alternative gewählt, die in einem mehrdimensionalen Zielraum entsprechend einem verallgemeinerten Abstandsmaß am nächsten zur Ideallösung liegt, die in Abhängigkeit der untersuchten Alternativen definiert werden kann. Diese ist durch das Optimum der Einzelziele gekennzeichnet und infolge der Zielkonkurrenz nicht erreichbar.

Bei diesem Verfahren handelt es sich wegen des Bezugs der idealen Ziele und der davon abhängigen Eichung auf die gegebenen Alternativen um eine nichtlineare Erweiterung der Nutzwertanalyse. (Verwendet man von den Alternativen unabhängige Ziele erhält man eine Erweiterung von MAUT.)

### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Wie bei MAUT ist der Schritt der Wertsynthese ideal auf die Anwendung eines Programms zur Tabellenkalkulation (wie Microsoft Excel) abgestimmt, weswegen keine eigene Software erforderlich ist.

### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

1. Definition des Problems und Formulierung aller Zielsetzungen.
2. Die Einzelziele  $i = 1, \dots, m$  sind in ihrer Bedeutung durch Gewichte  $g_i$  zu beschreiben.
3. Die Austauschrelationen zwischen den einzelnen Zielerträgen sind durch Angabe eines Exponenten  $p_i$  fest zu legen, der auch die „Metrik des Zielraumes“ bestimmt.
4. Der Reihe nach sind für jede Alternative (Projektvariante)  $A_j$  ( $j=1, \dots, n$ ) die einzelnen optimalen Ergebnisse  $Z_{ij}^*$  bzw. pessimalen  $Z_{ij}^*$  getrennt für jedes Teilziel  $i$  zu ermitteln. Dabei stellt z.B.  $Z_{ij}^*$  jenen niedrigsten Wert für das Teilziel  $i$  dar, wenn die Alternative  $A_j$  im Hinblick auf andere Teilziele  $i'$  optimiert wird.
5. Davon ist für jedes Teilziel der über die Alternativen genommene beste und schlechteste Wert zu berechnen:

$$Z_i^* = \max \{Z_{i,j}^*; j = 1, \dots, n\} \text{ sowie } Z_{i,*} = \max \{Z_{i,j,*}; j = 1, \dots, n\}.$$

6. Die „Ideallösung“, die infolge der Konkurrenz der Teilziele nie erreicht werden kann, ist durch die Koordinaten  $(Z_i^*)$  bestimmt.
7. Die einzelnen Zielerträge, die meist in unterschiedlichen Maßeinheiten erfasst werden, sind durch Transformation auf eine dimensionslose Skala vergleichbar zu machen. Üblicherweise wird der Zielertrag in Prozent der möglichen Spanne  $Z_i^* - Z_{i,*}$  verwendet. Dies ist einer linearen Nutzenfunktion äquivalent. Der Zielertrag  $z_{ij}$  der Alternative  $j$  kann im Hinblick auf das Ziel  $i$  durch seinen Zielerreichungsgrad

$$D_{ij} = (z_{ij} - Z_{i,*}) / (Z_i^* - Z_{i,*})$$

ausgedrückt werden. Somit liegt dieser Wert zwischen 0 und 1. Umgekehrt kann man auch den Zielverlust angeben:

$$d_{ij} = (Z_i^* - z_{ij}) / (Z_i^* - Z_{i,*}).$$

Beide Berechnungen sind vollkommen äquivalent zueinander und es gilt  $d_{ij} + D_{ij} = 1$ . Da man die Distanz zur Ideallösung minimieren möchte, wird aus praktischen Gründen der Zielverlust verwendet.

8. Aggregation: Die verallgemeinerte Distanz (Metrik)

$$d_j(p) = \left\{ \sum_{i=1}^n g_i^p \cdot d_{ij}^p \right\}^{\frac{1}{p}}$$

stellt die Distanz der Alternative  $A_j$  von der Ideallösung dar. Der Exponent  $p=1$  definiert ein additives Maß, ähnlich wie bei der Nutzwertanalyse, und lässt einen vollständigen Austausch von Zielerreichungsgraden zwischen den Teilzielen zu. Bei  $p=2$  ist  $d_j$  die übliche räumliche Distanz und für noch grössere  $p$ -Werte wird die Distanz zunehmend durch die größte Teilabweichung, also  $d_j^* = \text{Max}(d_{ij})$ , bestimmt. Die Distanz der Alternative  $j$  von der Ideallösung wird dann im Wesentlichen durch die schlechteste Zielerfüllung bestimmt. (Ein Austausch zwischen einer hohen Zielerreichung im Hinblick auf Teilziel  $i$  und einer geringen Zielerfüllung im Hinblick auf Teilziel  $i'$  wird dadurch für hohe  $p$  weitgehend verhindert.) Gerade bei umweltrelevanten Fragen kann des Öfteren davon ausgegangen werden, dass der Zustand eines Systems durch die „schwächste“ oder „schlechteste“ Komponente bestimmt wird, was durch entsprechende Wahl von  $p$  berücksichtigt werden kann.

9. Im letzten Schritt werden die Alternativen nach ihrer Distanz  $d_j$  gereiht: Je geringer die Distanz ist, umso attraktiver ist die Alternative.

#### 4. Verfahrensergebnisse

Als Ergebnis erhält man jene Alternative unter endlich vielen vorgegebenen, die den geringsten Abstand zur (nicht erreichbaren) Ideallösung aufweist.

#### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Das Verfahren setzt a-priori Informationen über die Wertigkeit der Teilziele voraus, die Wahl des Wertes  $p$  legt den Austausch zwischen Teilzielsergebnissen fest. Durch entsprechende Wahl von  $p$  können somit stabile Lösungen gefunden werden, die kein Teilzielsergebnis wirklich vernachlässigen.

Die Transformation von Zielsträngen in Zielerreichungsgrade wird durch reine Skalierung erzielt, was einer linearen Nutzenfunktion entspricht. Dieser Schritt stellt des Öfteren eine drastische Vereinfachung beim Übergang von physikalisch begründeten Größen in Wertmaßstäbe dar (siehe Nutzwertanalyse).

Im Gegensatz zu den anderen multiattributiven Verfahren, kommt die Stärke dieser Optimierungsverfahren erst bei einer sehr großen Anzahl an Alternativen zur Geltung. Weiters gelten auch hier die Ausführungen für MAUT und die klassische Nutzwertanalyse. Insbesondere können bei der Verwendung von Ideallösungen, die von den untersuchten Planungen abhängen, keine Alternativen (vgl. Planungsrechnung) generiert werden.

### **2.5.5. *Composite Programming***

---

#### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

Das Composite Programming stellt eine Erweiterung des Compromise Programming dar und wurde v.a. im Bereich der Wasserwirtschaft eingesetzt. Es erlaubt eine Zielhierarchisierung: (vgl. DVWK 1989) Bei Composite Programming wird dann jene Lösung gesucht, die sowohl innerhalb eines Oberzieles als auch zwischen den Oberzielen einen Kompromiss herstellt. Die Aggregationsvorschrift kombiniert somit unterschiedliche Metriken des Compromise Programming zu einer komplizierteren Metrik für die Ableitung der dem Gesamtziel am besten entsprechenden Alternative. Diese Vorgangsweise kann angebracht sein, wenn innerhalb eines Oberzieles bei den Teilzielen Konflikte (Konkurrenzverhältnisse) bestehen.

#### **2. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

Prinzipiell gelten die Anmerkungen für das Compromise Programming auch für das Composite Programming.

## 2.5.6. Erweiterte Nutzwertanalyse

---

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Basierend auf der klassischen Nutzwertanalyse (Zangenmeister, 1970) wurden zahlreiche Varianten entwickelt, um ordinale Daten und noch allgemeinere Daten zu verarbeiten. Das Resultat ist die sog. Nutzwertanalyse der zweiten (Bechmann, 1978) und schließlich der dritten Generation, (vgl. Jacoby, Kistenmacher, 1998) wo Konzepte der Wahlverfahren (Outranking) und der ökologischen Risikoanalyse bei der Wertsynthese einfließen.

### 2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

Die Unterschiede zwischen den Varianten der NWA liegen vor allem bei den Regeln zur Wertsynthese. Bei den an die klassische NWA angelehnten Varianten der erweiterten NWA erfolgt der Vergleich der Alternativen weiterhin mit einer gewichteten Summe

$$u(x) = \sum_i g_i \cdot u_i(x_i).$$

Die Zielerträge  $x_i$  werden dabei allerdings mit ordinalen Methoden bewertet, vor allem durch ihre Rangzahl  $u_i(x_i)$  im Vergleich mit den untersuchten Alternativen. (Sie wird i.A. zu einem Zielerfüllungsgrad zwischen 0 und 1 umgeeicht.) Der Vergleich der Alternativen mit  $u(x)$  entspricht dann dem Wahlverfahren von de Borda mit Wertgewichten. Diese Beobachtung motiviert auch die Anwendung von anderen aus Wahlverfahren (z.B. Mehrheitsabstimmung) abgeleiteten Indizes.

Ein häufig verfolgter Ansatz zur weiteren Vereinfachung ist die Verwendung von geordnet-nominalen Daten. Sie lassen Unterscheidungen in zwei („akzeptabel“ und „nicht akzeptabel“) oder mehr (i.A. bis zu neun) Klassen zu und die Zielerträge werden nach der Rangzahl ihrer Klasse bewertet (mit entsprechenden Eichungen dieser Zielerfüllungsgrade).

Schließlich werden statt der additiven Bewertung mit  $u(x)$  allgemeinere Regeln zur Aggregation angewandt. Bei der Unterscheidung in endlich viele Klassen bieten sich vor allem logische Verknüpfungen und allgemeiner die Wertsyntheseregeln der ökologischen Risikoanalyse (mit Präferenzmatrizen) an.

### 3. Verfahrensergebnisse

Die erweiterte NWA ist zum Vergleich von endlich vielen Alternativen bei einer schwachen Datenlage konzipiert. Sie kombiniert dadurch die Nachteile der NWA und der ökologischen Risikoanalyse: Statt zur Entscheidung über die Umweltverträglichkeit von Projekten wird sie deshalb eher zur Umweltinformation eingesetzt.

Als ein Beispiel aus der SWW sei der BCWQI angeführt, der Wasserqualitätsindex des Umweltministeriums von British Columbia (Kanada - Siehe die Website <http://wlapww.gov.bc.ca/wat/wq/brochures/index-br.html>):

$$\text{BCWQI} = \sqrt{\frac{3}{7}a^2 + \frac{3}{7}b^2 + \frac{1}{7}c^2},$$

wobei  $a$  der Prozentsatz der Umweltziele ist, die beim untersuchten Fließgewässer nicht erfüllt werden. Die Häufigkeit von Zielverletzungen wird durch den Prozentsatz  $b$  von Zielverletzungen im landesweiten Vergleich angegeben. Und das Ausmaß der Zielverletzungen wird durch einen Zielverfehlerungsgrad  $c$  bewertet.

### 4. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Bei der Beurteilung der erweiterten NWA sind die Nachteile der klassischen NWA (und der multiattributiven Werttheorie), der ökologischen Risikoanalyse und der einfachen Wahlverfahren (Reihungsverfahren) zu berücksichtigen, je nachdem, aus welchen Elementen das konkrete Verfahren zusammengesetzt ist. Vor allem bei komplexen Bewertungsaufgaben mit vielen Kriterien wird dabei die Nachvollziehbarkeit für Dritte schwierig, weshalb der Einsatz als Entscheidungsinstrument problematisch ist.

## **2.6. REIHUNGSVERFAHREN (OUTRANKING)**

**2.6.1 Bausteine der Reihungsverfahren: Wahlverfahren**

**2.6.2 ELECTRE I und IS**

**2.6.3 ELECTRE II, III, IV**

**2.6.4 ELECTRE TRI**

**2.6.5 PROMETHEE I, II**

**2.6.6 Interpretationsverfahren**

## 2.6.1. Bausteine der Reihungsverfahren: Wahlverfahren

---

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Ein Wahlverfahren erzeugt aus ordinalen Informationen (also auch nur die ordinale Information bei quantitativen Daten) über die Alternativen unter unterschiedlichen Kriterien (im „klassischen“ Fall die Präferenzen der Wähler über die Kandidaten) eine Auswahl einer oder mehrere bester Alternativen bzw. eine Reihung davon. Wahlverfahren sind (unbewusst angewandte) Elemente der intuitiven Entscheidungsfindung, aber auch Bausteine formalisierter Bewertungsverfahren und daher Teil von Software zur Unterstützung von Entscheidungen. Eine Generierung optimaler Alternativen (vgl. Planungsrechnung) ist dabei jedoch vom Konzept her ausgeschlossen.

Für die Wertsynthese gibt es eine Vielzahl von Regeln, wie z.B. die (qualifizierte) Mehrheitswahl, Punkteverfahren (Mehrheitsabstimmung, Borda Verfahren), Vetoverfahren, die sukzessive Elimination und die lexikografische Ordnung. Alle Wahlverfahren sind „diskret“, d.h. sie unterstützen die Auswahl oder Reihung aus einer endlichen Menge  $A$  von Optionen (Alternativen) – im Unterschied zu „kontinuierlichen“ Methoden wie z.B. der Planungsrechnung. Ihr Output ist ein Relation  $S$  (soziale Präferenz, Outranking Beziehung) zum Gesamtvergleich zwischen je zwei Alternativen.

Die wichtigsten Anwendungen sind die Klasse der „Outranking Methoden“ (Reihungsverfahren), die seit Mitte der 60er Jahre vor allem von Bernard Roy und seinem Team (ELECTRE) sowie von Jean-Pierre Brans and Bertrand Mareschal (PROMETHEE) entwickelt wurden. Sie definieren die Relation  $S$  so, dass Option  $x$  im Rang höher steht als Option  $y$  (Outranking - Outrank“ bedeutet “to be superior in rank to, to take precedence of” -Oxford English Dictionary-, also „im Rang höher stehen als“ oder „wichtiger sein als“), wenn es im Verständnis der Entscheidungsträger genügend Beweise (z.B. Mehrheitswahl) gibt, dass  $x$  zumindest so gut ist wie  $y$  und es keinen überwältigenden Grund dafür gibt (z.B. Vetoregel), diese Behauptung zu widerlegen. (vgl. auch die Formulierungen bei Roy, 1991)

### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Wahlverfahren auf der Basis von gewichteten Rangsummen (Mehrheitsabstimmung, Borda) lassen sich bei der üblichen Form des Inputs als eine Matrix von Zielerträgen leicht über eine Tabellenkalkulation (Rangfunktion in MS Excel) auswerten. Auch Vetoregeln sind in Excel einfach anzuwenden. Die lexikografische Präferenz ist etwas komplizierter zu programmieren, für praktische Zwecke genügt jedoch der Vergleich nach dem dominanten Kriterium mit einer Warnung bei Indifferenz.

Bei Verfahren für paarweise Vergleiche der Alternativen (Mehrheitswahl) muss diese Matrix der Form Kriterien mal Alternativen in eine Matrix der Form Alternativen mal Alternativen umgerechnet werden. Diese Umrechnung kann direkt in Excel mit VBA (also einem Makro) erfolgen. In weiterer Folge können diese Tabellen mit den üblichen Excel Funktionen z.B. zu einer gewichteten Mehrheitswahl zusammengefasst werden.

### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

Grundsätzlich besteht die Entscheidungsunterstützung mit Wahlverfahren (und damit auch Reihungsverfahren) aus zwei Phasen: Erstens einer präzisen Bestimmung davon, ob eine Option gegenüber einer anderen unter dem Aspekt eines einzelnen Kriteriums zu bevorzugen ist. Und zweitens in der Feststellung, wie alle diese Bewertungen kombiniert werden können, um dann z.B. eine Gesamtreihung vorzuschlagen. Zur Vorbereitung der Phase 1 wird das (i.A. hierarchische) Zielsystems in Attribute (Kriterien  $i = 1, 2, \dots$ ) aufgelöst (man erhält so die Wähler). Je nach Verfahren kann man auch Kriteriengewichte  $g_i$  definieren. Die Bewertung der Alternativen (die Kandidaten  $x, y, \dots$ ) unter den Teilzielen kann qualitativ oder bei ordinalem Input durch Rangzahlen  $x_i$  erfolgen ( $x_i$  ist der Rang der  $i$ -ten Ausprägung von  $x$  unter denen von  $x, y, \dots$ ) und hängt somit i.A. vom Bewertungskontext (den anderen Alternativen) ab; ein typischer Input wäre Tabelle 1.

**Tabelle 2.6-1.** Beispiel für einen Input: Zielerträge (Belastungen) und Wertgewichte.



Krit	Gew.	Alt1	Alt2	Alt3	Alt4
K1	0,35	0,3	0,4	0,5	0,2
K2	0,4	0,2	0,4	0,3	0,8
K3	0,25	0,4	0,5	0,2	0,3

Zu Phase 2 beschränken wir uns auf eine Aufzählung von Beispielen für den Schritt der Wertsynthese. Ausführlichere Diskussionen findet man in der Literatur zur sozialen Wohlfahrtstheorie.) (vgl. Arrow, Raynaud, 1986) Das (nicht nur historisch) wichtigste Gegensatzpaar (Diskurs zwischen de Condorcet und de Borda) ist die Mehrheitswahl im Vergleich zu Punkteverfahren.

1. Mehrheitswahl (Majoritätsregel): Je zwei Alternativen  $x, y$  werden paarweise miteinander verglichen. Besser ist jene Alternative, die bei diesem Vergleich mehr (gewichtete) Stimmen auf sich vereinigt. Varianten sind qualifizierte Mehrheitswahlen mit dem Extremfall der Einstimmigkeit.
2. Punkteverfahren: Je nach dem bei einem Kriterium erreichten Rang erhält die Alternative eine bestimmte (gewichtete) Punktezahl. Die Alternativen werden dann nach den erreichten Punkten gereiht. Sonderfälle sind die Mehrheitsabstimmung (1 Punkt für den Spitzenrang, 0 Punkte sonst) der politischen Wahlen und das Verfahren von de Borda (Rangordnungssummenregel mit den Rangzahlen als Punkte).
3. Vetoverfahren: Eine Alternative, die unter irgendeinem Kriterium nicht akzeptabel ist, wird eliminiert. Diese absolute Vetoregel schließt Substitutionen zwischen den Zielen aus (und kann daher auch „rückwärts gerechnet“ zu keiner anderen Bewertung führen). Eine schwache Form der Substituierbarkeit kann eingeführt werden, wenn geringfügige Überschreitungen der Ablehnungsschwelle nur dann zu einem Veto führen, wenn viele Kriterien betroffen sind - oder über eine relative Vetoregel, die Verschlechterungen in einem Kriterium beschränkt.
4. Sukzessive Elimination: Die Alternativen werden nach einer vorgegebenen Reihenfolge  $x, y, z, \dots$  mit einem vorgegebenem Wahlverfahren paarweise miteinander verglichen und die schlechtere scheidet aus. (Also  $x$  vs.  $y$ , der Sieger gegen  $z$ , usw.)
5. Lexikografische Ordnung: Die Kriterien werden nach ihrer Wichtigkeit gereiht. Das wichtigste Kriterium, das bzgl. zweier Alternativen nicht indifferent ist, entscheidet.

#### 4. Verfahrensergebnisse

Wahlverfahren treffen weniger starke Annahmen (z.B.: eine additive Nutzenfunktion wird nicht benötigt) und verlangen weniger Information von den Entscheidungsträgern (Präferenzintensitäten, Substitutionsraten), als andere Methoden, wie etwa Kosten-Nutzen-Analysen oder MAUT. So sind die Kriteriengewichte als Maß der relativen Wichtigkeit (Macht in einer Abstimmung) zu verstehen, nicht als Trade-offs. Dadurch sind sie auch bei qualitativen Daten einsetzbar und für Fragestellungen, die weniger nach einer optimalen Lösung verlangen, sondern nach einem Interessensausgleich zwischen den beteiligten Parteien. In diesem Fall wird die Bewertung von der Annahme starten, dass die Entscheidung ein Prozess ist, in dem die Entscheidungsträger auf Grund der bereitgestellten Informationen, aber auch durch Reflexion, ihre Präferenzen möglicherweise ändern.

- Am Anfang eines solchen Entscheidungsprozesses sollte Unvergleichbarkeit zwischen den Optionen zugelassen werden, um eine zu frühe komplette Reihung zu verhindern, die von den Daten noch nicht unterstützt wird. Typisch dafür ist die einstimmige Wahl, die unter der Bezeichnung Hasse-Diagrammtechnik bei der Beurteilung von Sedimenten in Fließgewässern angewandt wird. (vgl. Brüggemann et. al., 1996)
- Wahlverfahren auf der Basis von Rangsummen (Mehrheitsabstimmung, Borda) stellen hingegen sofort eine komplette Reihung bereit. Sie werden bei der erweiterten Nutzwertanalyse (2. Generation) eingesetzt.

**Tabelle 2.6-2.** Ergebnis einer gewichteten Mehrheitswahl. (1 bedeutet „die Alternative in der Zeile ist besser oder gleich gut wie jene in der Spalte“.)

	Alt1	Alt2	Alt3	Alt4
Alt1	1	1	1	0

Alt2	0	1	0	0
Alt3	0	1	1	1
Alt4	1	1	0	1

- Qualifizierte Mehrheitswahlen werden direkt beim ELECTREE Verfahren und indirekt zur Berechnung eines Indizes bei PROMETHEE angewandt. Diese Verfahren sind typisch für die Klasse der Reihungsverfahren (Outranking). Beim Beispiel von Tabelle 1 ist das Resultat Tabelle 2. Die Reihung zwischen den Alternativen 1, 2 und 4 ist zirkulär mit Alt1 vor Alt 3 vor Alt4 vor Alt1 und allen diesen Alternativen vor Alt2.
- Absolute Vetoregeln entsprechen der üblichen Prüfung auf die Einhaltung von Grenzwerten. Als Elemente von Reihungsverfahren berücksichtigen Vetoregeln die politische Realität, dass Optionen, die auch nur in einer Dimension sehr schlecht abschneiden, nach Einsprüchen der dadurch Leidtragenden als inakzeptabel eingestuft werden.
- Die lexikografische Ordnung entspricht der Einhaltung von absoluten Prioritäten.

### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Das Ergebnis der Verfahren ist ein Vergleich von endlich vielen vorgegebenen Alternativen, der aber einen Defekt aufweist. Im Fall der einstimmigen Wahl ist die Schwäche die mögliche Unvergleichbarkeit von je zwei Alternativen: Welche soll dann bevorzugt werden? Beim Vetoverfahren gibt es überhaupt nur die Vergleichsmöglichkeit, dass eine akzeptable Alternative besser ist als eine nicht akzeptable. Bei der Mehrheitswahl ist der Defekt die Möglichkeit von Kreisen. Bei den Punkteverfahren kann sich die Reihung zwischen zwei Alternativen verändern, je nachdem, welche eigentlich für diesen Vergleich irrelevante dritte Alternative betrachtet wird. Bei der sukzessiven Elimination hängt die Reihung von der vorgegebenen Reihenfolge des Vergleichs ab (was den Einfluss des Vorsitzes bei Verhandlungen in Gremien ausmacht). Und bei der lexikografischen Ordnung sind alle Kriterien, bis auf das dominante, praktisch irrelevant.

Es ist eine mathematische Gesetzmäßigkeit, deren Entdecker Keith J. Arrow mit einem Wirtschaftsnobelpreis ausgezeichnet wurde, dass nicht nur die oben angeführten Beispiele, sondern ein jedes Bewertungsverfahren, das mit ordinalen Daten auskommt, einen Defekt aufweist. Da ordinale Daten bei einer ökologischen Bewertung unter realistischem Aufwand unvermeidbar sind, handelt es sich bei diesen Mängeln nicht um ein Problem des Verfahrens, sondern der Bewertung und ihrer Aufgabenstellung selbst. (Eine weiterführende Diskussion über die Konsequenzen in der SWW findet man bei Brunner und Starkl, 2004) Wie die breite Anwendung des Vetoverfahrens in der Praxis zeigt (Alternativen, die irgendeinen Grenzwert verletzen, sind nicht mehr umweltverträglich), stellt sich dort nicht so sehr die Frage nach der Optimierung eines Verfahrens, sondern mehr danach, mit welchen Unvollkommenheiten die Entscheidungsträger leben wollen. Diese Unvollkommenheiten können damit tiefergehende Überlegungen provozieren und voreilige Schlüsse vermeiden helfen.

Wahlverfahren fördern somit die Interaktion zwischen Entscheidungsträgern und dem Modell stärker als andere Methoden bei denen die Illusion gefördert wird, dass rationale Überlegungen zu einer eindeutigen Entscheidung führen. (vgl. Roy und Vanderpooten, 1996) Sowohl Verfahren wie die Mehrheitswahl, die direkt aus einem Wahlergebnis abgeleitet sind, als auch daraus abgeleitete Indizes wie beim Borda Verfahren, sind mit unzähligen Wahlparadoxien behaftet. (vgl. Saari, 1989)

## 2.6.2. ELECTRE I und IS

---

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

ELECTRE steht für Elimination et Choix Traduisant la Réalité. ELECTRE I wurde von Roy 1968 entwickelt. (vgl. Roy, 1968) Das Ziel ist es, aus der Menge  $A$  von vorliegenden Optionen mit Hilfe eines Wahlverfahrens eine Teilmenge  $N$  zu definieren, so dass jede Option, die nicht in  $N$  ist, von mindestens einer Option in  $N$  im Rang übertroffen wird (outranking). Dabei soll  $N$  so klein wie möglich gehalten werden, ist aber nicht als die Menge von guten Optionen zu interpretieren, sondern als die Menge der besten Kompromisse, die mit Sicherheit gefunden werden können. ELECTRE IS ist ein verallgemeinerte Version von ELECTRE I und ermöglicht die Verwendung von unscharfen Daten (im Sinn von z.B. Kostenschätzungen, die innerhalb gewisser Grenzen liegen).

### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Die ELECTRE IS Software kann bei LAMSADE an der Université Paris-Dauphine bestellt werden (logiciels.mcda@lamsade.dauphine.fr. Homepage: www.lamsade.dauphine.fr.). Sie ist auf Englisch erhältlich, aber die Bedienungsanleitung ist ausschließlich französisch. Alternativ kann ELECTRE I mit einem (im Abschnitt zu den Wahlverfahren erwähnten) Makro in MS Excel ausgewertet werden.

### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

Bei allen Verfahren in der Tradition der multiattributiven Werttheorie wird zuerst ein Wertsystem in einzelne Kriterien aufgelöst. Dazu wird dann die Entscheidungsmatrix aufgestellt, um die Zielerträge (Leistungen, Belastungen) der Alternativen nach den identifizierten Kriterien zu erfassen (quantitative Daten, Rangzahlen bei ordinalen Daten). Weiters legen die Entscheidungsträger Kriteriengewichte fest. Die charakteristischen Aspekte von ELECTRE I sind nach der zitierten Originalarbeit von Roy:

1. Die Stärke der Unterstützung in den Daten für die Hypothese, dass  $x$  wenigstens gleich gut ist wie  $y$ . Sie wird durch einen Index der Konkordanz (Übereinstimmung) erfasst: Der Konkordanzindex  $k(x, y)$  ist für jedes geordnete Paar von Optionen  $(x, y)$  die Summe aller Gewichte für jene Kriterien, bei denen die Option  $x$  zumindest gleich hoch punktet wie Option  $y$ . Zur Normierung dividiert man diese Summe durch die Summe aller Gewichte (oder setzt eine Gewichtssumme 1 voraus). ELECTRE IS hat wegen der Verwendung unscharfer Daten eine kompliziertere Definition von  $k$ , die im Bereich der Unschärfe nur einen anteiligen Beitrag zum Wahlergebnis vorsieht.
2. Zur Entscheidung, ob diese Unterstützung ausreicht, geben die Entscheidungsträger einen Schwellenwert  $c \geq 0.5$  (concordance threshold) vor. Wenn  $k(x, y) \geq c$  ist, dann besteht die Relation der Konkordanz zwischen  $x$  und  $y$ . Diese Relation ist also das Wahlergebnis für den paarweisen Vergleich mit der gewichteten qualifizierten Mehrheitswahl (mit der Schwelle  $c$ ).
3. Die Diskordanz (Uneinigkeit, Missklang) würdigt die Beweise, welche die Hypothese widerlegen. Dazu geben die Entscheidungsträger für jedes Kriterium  $i$  eine Vetoschwelle  $v_i$  vor: Zwischen  $x$  und  $y$  besteht die Relation der Diskordanz, wenn es ein Kriterium  $i$  gibt, bei dem die Verschlechterung beim Übergang von  $x$  zu  $y$  die Vetoschwelle  $v_i$  übertrifft.
4. Die Wertsynthese erfolgt mit der Outranking Relation  $S$  (einem Wahlverfahren): Die Option  $x$  wird im Vergleich zu  $y$  als besser oder gleichwertig angesehen, wenn zwischen  $x$  und  $y$  die Relation der Konkordanz besteht, aber nicht die Relation der Diskordanz. Die Relation  $S$  kombiniert also eine qualifizierte Mehrheitswahl mit einer relativen Vetoregel, die exzessive Verschlechterungen in einem Kriterium ausschließt.
5. Die Menge aller Optionen, die wenigstens eine andere Option übertreffen und die selbst nicht übertroffen werden, sind vielversprechende Optionen für das jeweilige Problem. Falls diese Menge zu klein (Unvergleichbarkeit) bzw. groß (Gleichartigkeit) ist, müssen die Schwellenwerte verändert werden.

### 4. Verfahrensergebnisse

ELECTRE I unterstützt die Auswahl von kompromissfähigen Optionen aus einer endlichen Liste von möglichen Alternativen: Nachdem eine qualifizierte Mehrheitswahl die Basis der ELECTRE-Verfahren ist, darf man sich keinen Zahlenwert für die Güte einer Option erhoffen und muss bei der Outranking Beziehung sowohl unvergleichbare Paare von Optionen als auch zirkuläre Ergebnisse des

paarweisen Vergleichs erwarten: Wenn davon die Optima betroffen sind, so deutet das darauf hin, dass zwischen den kompromissfähigen Optionen beim vorgegebenen Niveau der Konkordanz nicht weiter differenziert werden kann.

Eine Liste von praktischen Einsatzmöglichkeiten findet man auf der Homepage von LAMSADE, wo z.B. Arbeiten aus dem Gebiet der Wasserwirtschaft angeführt werden. (vgl. Hobbs et. al., 1992 – Raj, 1995) Weil ELECTRE als General Purpose Methode konzipiert ist, finden sich neben umweltrelevanten Beiträgen auch Anwendungen bis hin zum Bankenwesen.

### **5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

ELECTRE I war das erste und ist das einfachste Reihungsverfahren. Im Hinblick auf die einsichtige Wertsynthese könnte es noch zu den einfachen Verfahren gezählt werden und setzt, wie alle Wahlverfahren, kein so einschränkendes Modell der rationalen Entscheidungsfindung voraus, wie es bei ökonomischen Bewertungen oder MAUT bzw. anderen Multikriterienmethoden notwendig ist. Stattdessen überlässt es einen großen Teil des Auswahlprozesses den Entscheidungsträgern, die dann allerdings, abgesehen von der bei vielen Verfahren vorgesehenen Bestimmung der Kriteriengewichte, noch eine Reihe weiterer Fragen beantworten müssen, wie die nach den individuellen Vetoschwellen. Bei ELECTRE IS kommt die Frage, ob als Input bei der Bewertung der einzelnen Ziele scharfe oder unscharfe Daten vorkommen. Falls sie unscharf sind, dann müssen z.B. Indifferenzschwellen festgelegt werden. Welche Werte sollen alle diese Schwellen annehmen, sind sie konstant oder ändern sie sich im Zeitablauf und falls ja, wie?

Während alle Weiterentwicklungen sich auf dasselbe Prinzip beziehen, wurde die Methodik seither komplexer; etwa durch Definitionen, die den Konkordanzindex für unscharfe Daten auswerten lassen, durch die Verwendung eines Indexes für die Diskordanz statt der individuellen Vetorechte, über spezifische Vetoregeln für ordinale Daten (statt der Begrenzung von Verschlechterungen in den Rangzahlen) und vor allem durch weitere Verfahrensschritte in der Wertsynthese, mit dem Ziel, die Auswahl der Schwellenwerte zu unterstützen und dadurch schließlich aus für unterschiedliche Schwellenwerte gewonnenen Vergleichen eine Reihung der Alternativen zu gewinnen.

### 2.6.3. ELECTRE II, III, IV

---

#### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Während ELECTRE I und IS Auswahlentscheidungen unterstützen, sind ELECTRE II, III und IV dafür entwickelt worden, die Optionen von der besten zur schlechtesten zu reihen. ELECTRE III verwendet dazu einen Destillationsprozess, um schrittweise zwischen den Optionen auf unterschiedlichen Stufen der Glaubwürdigkeit zu differenzieren. Zusätzlich sind neue Ideen zur Definition der Outranking Relation eingeführt worden. ELECTRE IV erlaubt nicht mehr die Wahl von Kriteriengewichten.

#### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Die ELECTRE III und IV Software wurde 1994 herausgebracht und läuft unter Windows. Eine englische Version kann bei LAMSADE an der Université Paris-Dauphine bestellt werden. (Für kleine Probleme gibt es gratis eine Demoversion - [logiciels.mcda@lamsade.dauphine.fr](mailto:logiciels.mcda@lamsade.dauphine.fr). Homepage: [www.lamsade.dauphine.fr](http://www.lamsade.dauphine.fr).) Im Unterschied zu ELECTRE I wird sich der Aufwand einer davon unabhängigen Programmierung nicht lohnen. So ist auch eine umfangreiche Hilfsfunktion in die Software integriert.

#### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

Die Anwendung der Software verläuft ähnlich wie bei ELECTRE I. Durch die anderen Rechenmethoden verändert sich jedoch die Auswirkung der von den Entscheidungsträgern gewählten Parameter auf das Resultat. Ohne in Details einzugehen, soll auf einige der Ideen hingewiesen werden die zeigen, wie vorsichtig man bei Modifikationen der Methoden sein muss, um eine Bewertung nicht auf einer inkohärenten Interpretation aufzubauen.

1. Bei ELECTRE III ist der Konkordanzindex  $k(x, y)$  wie schon bei ELECTRE IS auch auf unscharfe Daten ausgelegt (vgl. den Abschnitt zu ELECTRE I). Die Interpretation ist jedoch anders: Man fasst  $k$  als Wahrheitswert zwischen 0 (keine Zustimmung) und 1 (Zustimmung) in einer unendlich wertigen Logik auf. Analog wird so ein Wahrheitswert  $d(x, y)$  für die Diskordanz benötigt, also ein Diskordanzindex.
2. Als einfache Möglichkeit, um auf der Ebene eines Kriteriums  $i$  die Diskrepanz zu definieren, kann man die Differenz im Belastungs- bzw. Leistungsniveau von  $y$  und  $x$  in Beziehung setzen mit der maximal für ein Alternativenpaar beobachteten Differenz. Eine so definierte Konkordanz (vgl. ELECTRE II) ist jedoch mit der Interpretation als Wahrheitswert (d.h. den Regeln der verwendeten Logik) nicht verträglich. Stattdessen wird bei ELECTRE III diese Differenz mit der Vetoschwelle  $v_i$  in Beziehung gesetzt und so ein individueller Diskordanzindex  $d_i(x, y)$  definiert.
3. Kritisch sind jene Kriterien  $i$  (sie hängen von  $x, y$  ab), bei denen der Wahrheitswert  $d_i$  der Diskordanz eine Schwelle  $\delta$  übersteigt; etwa  $\delta = k(x, y)$ . Der Wahrheitswert der Aussage, dass sich die kritischen Kriterien gegen die Bevorzugung von  $x$  aussprechen, definiert dann den Index  $d(x, y)$  der gesamten Diskordanz.
4. Zusammen liefern diese Indizes den Wahrheitswert für die Aussage „Konkordanz ohne Diskordanz“. Der Index  $s(x, y)$  der Glaubwürdigkeit (Support) für die Bevorzugung von  $x$  vor  $y$  setzt diese Aussage in Beziehung zum Wahrheitswert der fehlenden Konkordanz. Er wird bei ELECTRE III zur Definition des Outranking verwendet:  $x$  ist besser oder gleich gut wie  $y$ , wenn die Glaubwürdigkeit dieser Aussage sowohl ein Mindestniveau  $a$  erreicht, als auch die Glaubwürdigkeit der umgekehrten Aussage um ein Niveau  $b$  übersteigt:  $s(x, y) > a$  und  $s(x, y) - s(y, x) > b$ .
5. In Anlehnung an das Auswahlproblem von ELECTRE I sucht man in einem ersten Schritt mit diesen Relationen die besten Kompromisse, worunter diejenigen Alternativen verstanden werden, die in der Outranking Relation nicht nur optimal sind, sondern möglichst wenig (wegen der Unvergleichbarkeit) isoliert; sie dominieren also möglichst viele Alternativen. Dazu gibt der Prozess der Destillation von ELECTRE III eine Regel vor, wie ausgehend von einem hohen Niveau  $a$  der Glaubwürdigkeit (viele isolierte Kandidaten wegen der Unvergleichbarkeit) die Menge der Kandidaten sukzessive verkleinert wird, wobei innerhalb

der optimalen Kompromisse bei immer kleineren Niveaus  $a$  differenziert wird. Die Entscheidungsträger müssen dabei vorgeben, wie sich  $b$  mit  $a$  verändern soll (die discrimination threshold Funktion). Die so identifizierten besten Kompromisse bilden das erste Destillat.

6. Dieser Prozess lässt sich mit den restlichen Alternativen fortsetzen und liefert die zweitbesten Kompromisse usw. Das Ergebnis ist eine Reihung der Alternativen von ev. mehreren gleich guten optimalen Kompromissen abwärts. Dieser Prozess der Destillation lässt sich auch von der Suche nach den schlechtesten Kompromissen her beginnen und liefert eine zweite mögliche Reihung.
7. Die Ergebnisse dieser beiden Prozesse sollen vor der Entscheidung miteinander verglichen werden: Wenn  $x$  nicht von beiden Reihungen gegenüber  $y$  bevorzugt wird, so weist dies auf einen unzuverlässigen Vergleich hin und man lässt  $x$  und  $y$  besser unvergleichbar (bzw. überprüft nochmals die Präferenzen). Somit soll nur die Überschneidung der Reihungen in die Entscheidung einfließen.

#### 4. Verfahrensergebnisse

ELECTRE III etc. liefern als Output eine unvollständige Reihung der Alternativen. Eine Liste von praktischen Einsatzmöglichkeiten findet man auf der Homepage von LAMSADE, wo z.B. Arbeiten aus dem Gebiet der Wasserwirtschaft angeführt werden (vgl. Harboe, 1992 – Duckstein, et. al, 1996). Daneben finden sich Anwendungen vom Verkehrswesen bis zur Elektrizitätswirtschaft. Zusätzlich gibt es Varianten von ELECTRE mit anderen Outranking Relationen und obiger Destillation: So eine Entscheidungsmethode wurde für ein Problem über Wasserversorgungssysteme entwickelt. (vgl. Czyzak und Slowinski, 1997)

#### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

ELECTRE II und III sind weit verbreitete Methoden zur Entscheidungsunterstützung, wobei ELECTRE III die ausgefeiltere Wertsynthese verwendet, aber mehr Gedanken über die Modellierung der Präferenzen in Bezug auf jedes einzelne Kriterium erfordert: Wie schon bei ELECTRE I sind eine Vielzahl von Schwellenwerten zu bestimmen. Zusätzlich steht auch die Diskriminierungsschwelle beim Destillieren zur Disposition. Diese Schwellen gehen eine physische und psychische Interpretation zu ihrer zahlenmäßigen Festlegung ab. ELECTRE III wird deshalb sogar von Theoretikern als zu kompliziert angesehen (vgl. Vincke et. al., 1992) Dazu wird die Destillationsprozedur bisweilen eigenartige und nicht intuitive Ergebnisse liefern. Denn sie hängt vom Kontext der Bewertung ab und so kann sich beim Wegnehmen von irrelevanten unterlegenen Optionen die Präferenz zwischen den bevorzugten Optionen ändern.

## 2.6.4. ELECTRE TRI

---

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

ELECTRE TRI klassifiziert die Optionen nach Referenzprofilen in Kategorien; ursprünglich nur drei (akzeptabel, nicht akzeptabel, unbestimmt). Es wird von den Entwicklern zur Vorbereitung von Auswahl- und Reihungsproblemen empfohlen, um bei einer großen Anzahl von Alternativen die weitere Suche (bzw. Reihung) auf einige wenige akzeptable Optionen zu beschränken (wo dann z.B. die Demoversion der ELECTRE III Software reicht.)

### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Die ELECTRE TRI Software Version 2.x für Microsoft Windows kann bei LAMSADE bestellt werden (Es gibt auch gratis eine Demoversion. - Electre.Tri@lamsade.dauphine.fr. Homepage: <http://www.lamsade.dauphine.fr>). Der Assistent unterstützt bei der Ableitung der Präferenzparameter und ermöglicht eine indirekte Kalibrierung. Eine unabhängige Programmierung ist zwar einfacher als bei ELECTRE III (sie käme ohne Destillation aus), wird aber wenig lohnend sein.

### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

Die Entscheidungsträger geben Referenzoptionen (d.h. deren Profile)  $r_1, r_2, \dots$  in aufsteigender Präferenz ein. Eine Option  $x$  wird dann nacheinander mit jedem dieser Profile verglichen, um die optimistische bzw. pessimistische Klasseneinteilung von  $x$  zu ermitteln, also die höchste Klassengrenze  $r_m$ , die im Sinn des Outrankings schlechter oder gleich gut ist wie  $x$ , und die niedrigste Klassengrenze  $r_n$ , die besser oder gleich gut ist, wie  $x$ . Die Outranking Relation wird mit dem Glaubwürdigkeitsindex von ELECTRE III definiert. Probleme bei der eindeutigen Klassenzugehörigkeit gibt es nur, wenn  $x$  indifferent oder unvergleichbar mit den zwischen  $r_m$  und  $r_n$  liegenden Referenzprofilen ist. In diesem Fall wird z.B. der Grad der Glaubwürdigkeit nachadjustiert.

### 4. Verfahrensergebnisse

Da eine Alternative nur mit den vorgegebenen Klassengrenzen verglichen wird, liefert ELECTRE TRI auch bei einer großen Zahl von geprüften Optionen eine Klassifizierung. Auf der Homepage von LAMSADE sind reichhaltige Anwendungen dokumentiert, darunter auch Probleme der Wasserwirtschaft. (vgl. Arondel und Girardin, 2000 – Raju et. al. 2000)

### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Grundsätzlich könnte man eine Klassifizierung nach dem obigen Muster anhand der gröberen Methode ELECTRE I versuchen. Der Vorteil von ELECTRE TRI ist der Softwareassistent, um den kognitiven Aufwand für das Eruiieren der Präferenzparameter zu reduzieren.

## 2.6.5. PROMETHEE I und II

---

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

PROMETHEE (*Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations*) wurde Mitte der 80er Jahre von Brans und seinem Team entwickelt. (vgl. Brans et. al., 1986) Ebenso wie ELECTRE mit dem Konkordanzindex basiert PROMETHEE auf dem Konzept der Mehrheitswahl, versucht jedoch, die Intention der Wähler statt über das Wahlergebnis durch Indizes zu erfassen. Die Beziehung zwischen diesen beiden Verfahren wird am besten durch den traditionellen Gegensatz Condorcet (ELECTRE) vs. Borda angedeutet (der Index vom Borda Verfahren unterscheidet sich aber von den Indizes bei PROMETHEE). Zwei Indizes (outgoing positive flow und incoming negative flow) werden abgeleitet und bei PROMETHEE I zu einer partiellen Reihung bzw. bei PROMETHEE II zu einer vollständigen Reihung kombiniert.

### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

PROMETHEE ist in der Decision Lab 2000 Software von Visual Decision Inc. implementiert und kostet ca. CA\$ 1.450 plus Versandkosten. (Homepage: [www.visualdecision.com](http://www.visualdecision.com).) Sie wird grafisch unterstützt (GAIA Methode) und läuft unter Windows. Wenn man geringere Ansprüche an die Grafik stellt, kann man PROMETHEE in Excel mit dem im Abschnitt zu den Wahlverfahren erwähnten Makro zur Mehrheitswahl selbst programmieren. Wie nämlich unten beschrieben wird, genügt es für die verwendeten Indizes (positiver und negativer Fluss), die Matrizen für die Vergleiche der Alternativen unter den einzelnen Kriterien zu kennen (und diese werden für die Auswertung der Mehrheitswahl ohnedies berechnet.)

### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

1. Ausgangspunkte sind eine Entscheidungsmatrix, welche die Zielerträge (Leistungen, Belastungen) der Alternativen nach den identifizierten Kriterien erfasst und die Kriteriengewichte, die von den Entscheidungsträgern festgelegt werden.
2. Die anschauliche Bedeutung der Indizes von PROMETHEE wird am deutlichsten, wenn man ein Kriteriengewicht  $g_i$  als Wahrscheinlichkeit dafür auffasst, dass das Kriterium  $i$  eine Entscheidung treffen darf. (Die Gewichte sollten dann auf die Summe 1 normiert sein.) Die Entscheidung betrifft ein zufällig ausgewähltes Paar  $x \neq y$  von Alternativen. (Alle Paare haben die gleiche Chance.) Wenn  $x$  im Sinn von Kriterium  $i$  vor  $y$  zu bevorzugen ist, erhält  $x$  1 Punkt und  $y$  0 Punkte (sonst umgekehrt). Die erwartete Punktezahl von  $x$  ist dann ein Index für die Zustimmung zu  $x$ , der positive (bzw. outgoing) Fluss  $\phi^+(x)$ . Ein Index  $\phi^-(x)$  der Ablehnung ist auf die gleiche Art als erwartete Punktezahl der Benachteiligungen von  $x$  definiert.
3. Diese Indizes werden nunmehr kombiniert: Nach PROMETHEE I ist Alternative  $x$  besser als  $y$ , wenn beide Indizes diesen Vergleich unterstützen (d.h. der positive Fluss von  $x$  ist größer, als der von  $y$ , und der negative Fluss kleiner). PROMETHEE II vergleicht die Alternativen mit dem Nettofluss (der Differenz aus positivem und negativem Fluss), was eine vollständige Reihung liefert.

Im Sinn der Deutung der Gewichte als Wahrscheinlichkeiten enthält PROMETHEE auch mehrere Möglichkeiten für die Behandlung unscharfer Daten, die durch statistische Verteilungsfunktionen modelliert werden (z.B. Normalverteilung): Die Entscheidungsträger haben für jedes Kriterium die Wahl zwischen sechs Kurven, die ihre Präferenzen am besten abbildet. Von verschiedenen Autoren wurden inzwischen Varianten vorgeschlagen, die auch andere Modelle der Unschärfe (z.B. Fuzzy Sets) berücksichtigen.

### 4. Verfahrensergebnisse

PROMETHEE liefert eine Reihung der Optionen (mit der Möglichkeit von unvergleichbaren Alternativen bei Version I). Durch die Deutung der Gewichte als Wahrscheinlichkeiten für die Entscheidung nach den Präferenzen des Kriteriums  $i$  liegt auch eine Implementierung von PROMETHEE für Gruppenentscheidungen und Probleme mit vielen Stakeholdern nahen. Dementsprechend gibt es (neben diversen ökonomischen Anwendungen) auch einige Beiträge auf



Probleme der Wasserwirtschaft. (vgl.: Ulengin et. al., 2001 – Raju et. al., 2000 – Abutaleb und Mareschal 1995 – Ozelkan und Duckstein, 1996)

#### **5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

PROMETHEE liefert zwei für Entscheidungsträger einsichtige Indizes und ist durch die Möglichkeit der Anwendung von Excel fast zu den einfachen Verfahren zu zählen. Das grafische Werkzeug GAIA (*Geometrical Analysis for Interactive Assistance*) der Software von Visual Decision ist darüber hinaus hilfreich in der Explorationsphase und in der Sensitivitätsanalyse. Bei allen diesen Vorteilen darf man jedoch nicht der Illusion verfallen, mit PROMETHEE „die Lösung“ eines Entscheidungsproblems gefunden zu haben: Der Index hängt (anders als bei MAUT) vom Kontext der Bewertung ab und ist für Wahlparadoxien offen.

## 2.6.6. Interpretationsverfahren

---

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Das Verfahren wurde 1995 von Agostiano angegeben. (vgl. Agostiano, 1995) Es beruht auf einer Version der gewichteten Mehrheitswahl.

### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Das Interpretationsverfahren kann mit VBA leicht in Microsoft Excel ausgewertet werden: Beim erwähnten Makro für die Mehrheitswahl (Abschnitt Wahlverfahren) werden lediglich die Wahlergebnisse nach den Kriterien anders angeschrieben (mit drei Wahlergebnissen  $\pm 1$  und 0, statt 1 und 0, wodurch sie nicht mehr als Relationen aufgefasst werden).

### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

1. Das Wertesystem wird in einzelne Kriterien aufgelöst.
2. Die Zielerträge (Leistungen, Belastungen) der Alternativen zu den identifizierten Kriterien werden erfasst. Weil nur ordinale Informationen verwendet werden, genügt es auch, nur qualitative Daten zu erheben, also die jeweiligen Rangzahlen. Auch binäre Daten (akzeptabel, inakzeptabel) oder geordnete Klassen sind als Input zulässig, wenn innerhalb der Klassen Indifferenz besteht.
3. Die Entscheidungsträger setzen Kriteriengewichte fest. Falls die relative Wichtigkeit der Kriterien nur qualitativ erfasst werden kann, werden die Rangzahlen (beginnend mit 1 für das unwichtigste Ziel) verwendet.
4. Für jedes Kriterium werden die Alternativen paarweise verglichen. Das Ergebnis ist jeweils eine Matrix der Form Alternativen mal Alternativen. Sie unterscheidet sich von den bei der Mehrheitswahl verwendeten Matrizen wie folgt: Wenn die Option  $x$  besser ist als  $y$ , wird in der entsprechenden Position (Zeile  $x$ , Spalte  $y$ ) der Matrix 1 eingetragen (wie bei der Mehrheitswahl), wenn  $x$  schlechter ist, wird  $-1$  eingetragen (statt 0) und im Fall der Indifferenz 0 (statt 1).
5. Weil die Matrizen schiefsymmetrisch sind,  $A^t = -A$ , genügt es, nur die Elemente oberhalb der Diagonale (sie ist 0) auszuwerten und die Elemente unterhalb der Diagonale 0 zu setzen. Diese Matrizenhälften werden mit den Kriteriengewichten multipliziert und addiert. Um daraus eine Reihung zu erhalten, werden (analog zum positiven Fluss bei PROMETHEE) die Zeilensummen gebildet: Die Alternative  $x$  ist besser als  $y$ , wenn die Zeilensumme bei  $x$  höher ist, als bei  $y$ .

### 4. Verfahrensergebnisse

Das Verfahren liefert eine Reihung der Alternativen nach ihren Erfolgsaussichten relativ zur verwendeten Modifikation der Mehrheitswahl. Es wurde in der Stadtplanung angewendet.

### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Das Verfahren von Agostiano liefert einen einsichtigen Index (ähnlich zu PROMETHEE) und ist fast zu den einfachen Verfahren zu zählen. Durch die Verwendung von nur qualitativer Information erlaubt dieses Verfahren Laien das Einbringen ihrer Präferenzen. Eine Schwäche bei qualitativen Zielbewertungen ist die Festlegung der Wertgewichte. Und weil es einen aus der Mehrheitswahl abgeleiteten Index verwendet, ist es mit Wahlparadoxien behaftet.

## ***2.7. SPEZIELLE VERFAHREN***

- 2.7.1 Kosten-Wirksamkeitsanalyse***
- 2.7.2 Analytischer Hierarchischer Prozess (AHP)***
- 2.7.3 NAIADE***
- 2.7.4 REGIME***
- 2.7.5 Zielgewichtung***

### **2.7.1. Kosten-Wirksamkeitsanalyse**

---

#### **1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens**

Die Kostenwirksamkeitsmethode kombiniert monetäre und nicht monetäre Bewertungsverfahren. Die Realisierung eines Projektes ist immer mit Investitionen verbunden, die überwiegend zu Beginn des Vorhabens anfallen. Diese monetären Größen sind daher leichter und zuverlässiger zu schätzen als die langfristigen Nutzwirkungen. Die Nutzwirkungen werden deshalb in ihren jeweiligen Wirkungsbereichen nicht monetär erfasst sondern, ähnlich der Nutzwertanalyse, in einem Punktesystem aggregiert.

Die Reihung der Projektvarianten kann nach zwei Gesichtspunkten erfolgen, wobei die Problemstellung die Wahl des Entscheidungskriteriums bestimmt. Bei einem vorgegebenen Budgetansatz wird nach der effizientesten Variante (Wirksamkeitsmaximierung) gesucht, während bei der Vorgabe von zu erreichenden Grenzwerten nach der sparsamsten Variante (Kostenminimierung) gesucht wird.

#### **2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte**

1. Definition des Problems und der Zielsetzungen, Kriterien und Bedingungen (z.B. Budgetvorgaben, Grenzwerte).
2. Datenerhebung und insbesondere Bewertung der Alternativen im Hinblick auf ihre Wirkungen.
3. Entscheidung über das Reihungskriterium und Festlegung von Kriteriengewichten.
4. Berechnung der direkten und indirekten Kosten der Alternativen.
5. Transformation der Messgrößen in wertbezogene Punkte und
6. Berechnung der Gesamtpunktezahl wie bei der Nutzwertanalyse.
7. Reihung der Alternativen entsprechend dem Auswahlkriterium.

#### **3. Kurze Stärken-Schwächen Analyse**

Die Methode versucht die Vorteile der Kosten-Nutzenrechnung und jene der Nutzwertanalyse zu kombinieren und verzichtet auf die Monetarisierung von Umwelteffekten.

Ist die Kostenminimierung das Auswahlkriterium, kann Punkt 6 unterbleiben, da alle Varianten die gleiche vorgegebene Effizienz (Zielerreichung) aufweisen müssen. Die Umweltauswirkungen eines Projektes sind dann aber auch klar vorzugeben, da sonst die gleiche Effizienz nicht zu prüfen ist.

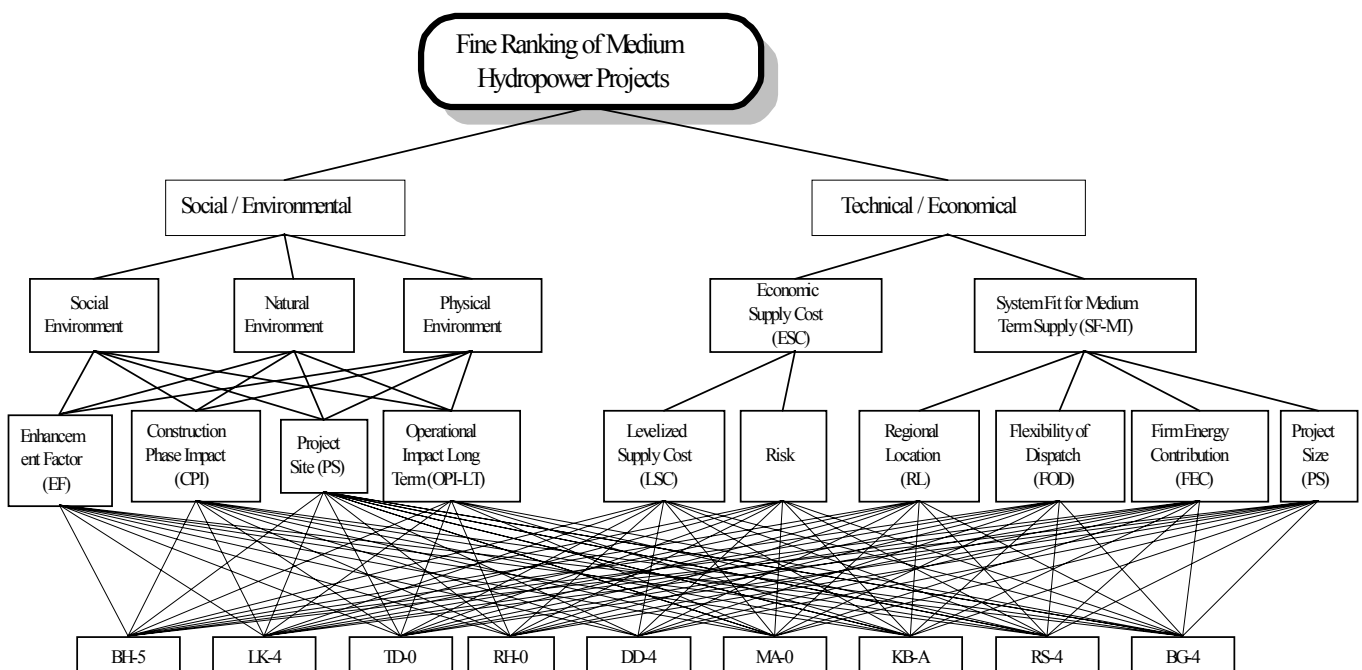
Bei der Wirksamkeitsmaximierung bei vorgegebenen Budgetansätzen liegen dann verschiedene Varianten mit unterschiedlicher Zielerreichung der einzelnen Kriterien (Teilziele) vor. Wenn eine Variante in allen Teilzielen am effizientesten ist, kann Schritt 6 unterbleiben. Ansonsten sind die Transformationen und Kriteriengewichte entsprechend den Werthaltungen zu definieren, was zu den bekannten Problemen der Nutzwertanalyse führt.

## 2.7.2. Analytischer hierarchischer Prozess (AHP)

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Der analytische hierarchische Prozess (AHP) wurde Anfang der 70er Jahre von Thomas Saaty entwickelt, um endlich viele Alternativen unter vorgegebenen Kriterien zu reihen und die beste auszuwählen. (vgl. den Übersichtsartikel von Saaty, T.L. 1994) Ein Charakteristikum der Methode ist die Übertragung von qualitativen Vorstellungen über das Ausmaß von Bevorzugung in quantitative Werte. Falls so die Wichtigkeit von je zwei Kriterien verglichen wird, erhält man Kriteriengewichte, die dann in einem anderen Verfahren (z.B. Nutzwertanalyse) verwendet werden können. AHP kann aber auch noch weiter gehen und aus dem Vergleich von je zwei Alternativen unter den Einzelkriterien wiederum qualitative Daten in quantitative übersetzen um dann insgesamt eine Reihung der Alternativen zu liefern.

Abbildung 2.7-1. Ein hierarchisches Zielsystem als Entscheidungsbaum. (Quelle: Bhattarai, 1998)



### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Seit rund 20 Jahren bietet Expert Choice Software auf der Basis von AHP an (Homepage: [www.expertchoice.com](http://www.expertchoice.com)). Man kann diese Auswertungen auch gratis mit dem Web-HIPRE des Systems Analysis Laboratory der Helsinki University of Technology durchführen (Homepage: [www.hipre.hut.fi](http://www.hipre.hut.fi)).

### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

AHP folgt in den Grundzügen dem Schema der multiattributiven Werttheorie, baut aber mit dem paarweisen Vergleich Merkmale der Wahl- und Reihungsverfahren ein (und mit der Auswertung des Vergleichs in vorgegebenen Klassen solche der ökologischen Risikoanalyse):

1. Ein hierarchisches Zielsystem (vgl. den oben abgebildeten Entscheidungsbaum) muss definiert werden. Um mit AHP große Unterschiede in der Wichtigkeit der Ziele erfassen zu können, müssen dabei eventuell künstlich neue Ebenen eingeführt werden.
2. Innerhalb jeder Hierarchie wird für je zwei Elemente  $i, j$  (Ziele, Leitlinien, etc.) gefragt: „Um wie viel wichtiger ist  $i$  als  $j$  für das vorliegende Problem?“ Die Auswertung erfolgt i.A. auf einer neunteiligen Skala (1 = kein Unterschied, 9 = extremer Unterschied). Letztlich werden so alle Kriterien paarweise nach ihrer relativen Wichtigkeit verglichen.

3. Daraus ergibt sich eine Präferenzmatrix. Die auf die Summe 1 normierten Komponenten des Eigenvektors zum größten Eigenwert (lineare Algebra) sind dann die Wertgewichte für die Elemente dieser Hierarchie.
4. Dies wird auf allen Ebenen der Hierarchie durchgeführt und manchmal sogar, um für jedes Kriterium quantitative Zielerfüllungen aus qualitativen Vergleichen der Alternativen abzuleiten.
5. Die Wertgewichte der einzelnen Ebenen der Hierarchie werden zu Kriteriengewichten zusammengefügt: Es handelt sich um Anteile an der „Wichtigkeit“ des jeweils darüber stehenden Oberziels, die miteinander (entlang der Verzweigungen des Baums) multipliziert werden.
6. Die Wertsynthese erfolgt nun formal wie bei MAUT über die mit den so ermittelten Kriteriengewichten gewichtete Summe der Zielerfüllungen (die ebenso mit der Eigenvektormethode ermittelt sein könnten).
7. Falls der maximale Eigenwert der Präferenzmatrix gleich ist der Anzahl der verglichenen Elemente, dann sind die AHP Befragungen nicht in sich widersprüchlich: Aus dem Verhältnis der Wichtigkeit von  $i$  zu  $j$  und von  $j$  zu  $k$  kann man das Verhältnis von  $i$  zu  $k$  berechnen. Abweichungen von diesem idealen Eigenwert ergeben sich durch inkonsistente Vergleiche: Um die Glaubwürdigkeit einer Bewertung zu überprüfen, misst man die Abweichungen vom idealen Eigenwert mit dem Konsistenzindex.

#### 4. Verfahrensergebnisse

Aufbauend auf dem qualitativen Vergleich von je zwei Kriterien nach ihrer Wichtigkeit und eventuell analog von je zwei Alternativen unter dem Aspekt eines Kriteriums liefert die Eigenvektormethode eine quantitative Auswertung. Sie wird angewandt, um eine Gewichtung der Kriterien und in weitere Folge ein Ranking der Alternativen zu ermitteln.

Die Abbildung oben entstammt einem Reihungsproblem von Wasserkraftwerken in Nepal (Bhattarai, loc. cit.) Die Ziele sind hierarchisch strukturiert, die mit den Einzelkriterien auf der untersten Ebene bewerteten Alternativen sind darunter. Das Verfahren wurde auch im Bereich der SWW angewendet, z.B. im Rahmen eines Forschungsprojektes für die Ermittlung der besten Alternative für die Entsorgung eines zukünftigen Siedlungsgebietes der Stadt Newcastle (UK) (vgl. Raval und Donnelly, 2001).

#### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

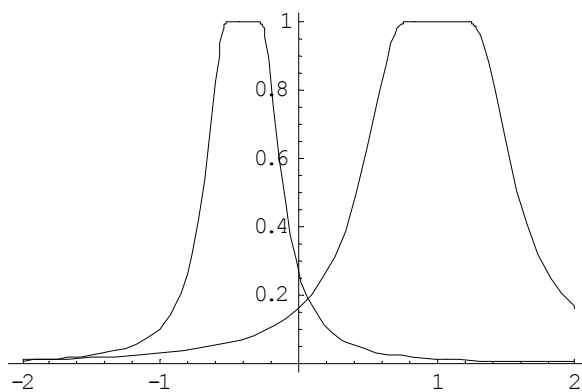
Wie alle Verfahren aus dem Ideenkreis von MAUT und Outranking stellt AHP einen logischen Rahmen zur Verfügung, um eine Entscheidung strukturiert zu treffen. Charakteristisch ist die systematische Verknüpfung von qualitativen und quantitativen Informationen, die auf dem paarweisen Vergleich nach der Wichtigkeit erfolgt und damit sehr realitätsnah ist. Doch ist die im Hintergrund eingesetzte mathematische Methode für den Laien nicht mehr transparent. Das ist vor allem deshalb kritisch, weil das Bewertungsergebnis vom Kontext abhängt, also auch der Vorauswahl der unterlegenen Alternativen, und auch von der Implementierung der Bewertung (Einführung zusätzlicher Ebenen in der Werthierarchie, berechnen der paarweisen Vergleiche für ein gewünschtes Ergebnis). Weiters ist die Prozedur bei komplexeren Problemen mit zahlreichen Kriterien und Alternativen sehr zeitaufwändig.

### 2.7.3. NAIADE

#### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

NAIADE (*Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments*) wurde 1995 von Giuseppe Munda am Joint Research Centre (JRC) der EU in Ispra, Italien, entwickelt (Munda, 1995). Das Ziel ist eine Bewertung von endlich vielen Alternativen, wenn neben Kriterien mit z.B. quantitativen, qualitativen oder unscharfen Daten auch solche mit nur verbalen Auswertungen vorkommen. Dazu werden alle diese Daten einheitlich als unscharfe (fuzzy) Zahlen  $f$  interpretiert: Das sind wie in der Abbildung unten Funktionen  $f(x)$  auf den reellen Zahlen mit Werten zwischen 0 und 1, die ausdrücken, in welchem Grad eine exakte reelle Zahl  $x$  die durch die unscharfe Zahl  $f$  angegebene Qualifikation erfüllt. (Beispiel: Die Funktion  $f(x) = 1$  bei  $x = 0$  und 0 sonst repräsentiert die exakte Zahl 0).

**Abbildung 2.7-2.** Unscharfe Zahlen: „schlecht“ (linker Hügel) und „sehr gut“ nach Munda.



So sollen die Ausprägungen „schlecht“ bzw. „sehr gut“ den abgebildeten unscharfen Zahlen (also Funktionen  $f$  und  $g$ ) entsprechen. Eine solche Definition macht aber erst Sinn, wenn für den Vergleich dieser Ausprägungen unscharfe Relationen angegeben werden, also Funktionen auf den unscharfen Zahlen mit Werten zwischen 0 und 1. So wird die Relation „ $f$  ist besser als  $g$ “ mit einer frei wählbaren Konstante  $c > 0$  definiert durch

$$\mu(f, g) = \frac{1}{1 + \frac{c}{z(f, g)^2}}, \text{ falls } z > 0 \text{ und } \mu = 0, \text{ sonst,}$$

wobei  $z$  ein uneigentliches Integral (mit  $f$  und  $g$ ) ist. Die Auswertung von  $\mu$  ist eine reelle Zahl zwischen 0 und 1. (Die Aussage „sehr gut“ ist besser als „schlecht“ wird z.B. (für  $c = 1$ ) den Wert  $\mu \approx 0.71$  haben). Weil in einem derart abstrakten Kontext mit verbalen Bewertungen die Bedeutung von Wertgewichten unklar sein kann, erlaubt NAIADE den Entscheidungsträgern nicht, Wertgewichte vorzugeben. (Auch bei der ökologischen Risikoanalyse gibt es solche Gewichte nicht.) Frei wählbar sind lediglich Parameter, wie  $c$  von oben, um die unscharfen Relationen so zu kalibrieren, dass sie die intuitiven Bedeutungen der Relationen modellieren.

#### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

Von NAIADE gibt es Software zu Forschungszwecken. Eine davon unabhängige Programmierung ist möglich, muss aber relativ viele Unterscheidungen (unscharfe Zahlen für linguistische, stochastische etc. Bewertungen, unscharfe Relationen, vorherige Auswertungen der Integrale, usw.) berücksichtigen.

#### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

In den Grundzügen ähnelt die Bewertung mit NAIADE den Reihungsverfahren, weil der Kern der Auswertung der paarweise Vergleich der Alternativen ist. Vom verbalen Input her kann es hingegen als eine verfeinerte ökologische Risikoanalyse angesehen werden.

1. Ein Zielsystem wird in gleich wichtige Kriterien aufgelöst, die aber im Vergleich zu anderen Verfahren wenig Ansprüchen an die Datenerhebung genügen müssen.

2. Die Ausprägungen (Zielerträge) der Alternativen werden nach diesen Kriterien bewertet, möglicherweise auch verbal: Für verbale Bewertungen ähnelt die Matrix der Sachverhaltsermittlung dem Input von ökologischen Risikoanalysen.
3. Diese Bewertungen werden nach vorgegebenen Regeln in unscharfe Zahlen transformiert. Dabei darf für ein Kriterium nur ein Typ von Bewertungen (wie verbal, ordinal, stochastisch, quantitativ) verwendet werden.
4. Als nächstes werden die Alternativen paarweise verglichen, wobei nicht nur die Relation  $\mu =$  „besser“ auszuwerten ist, sondern mehrere unscharfe Relationen für verschiedene Grade des Vergleichs, wie „sehr viel besser“ (vgl. mit ELECTRE, wo das Outranking unterschiedlichen Schwellen der Konkordanz verwendet). Die Kalibrierung dieser Relationen (Wahl von  $c$ ) erfolgt von den Entscheidungsträgern.
5. Ergebnis ist für jedes Kriterium und jede dieser Relationen zum Vergleich eine Matrix aus Zahlen der Form Alternativen mal Alternativen, wie sie auch bei ELECTRE vorkommt. Die unscharfen Zahlen werden in weiterer Folge zurück gelassen und die Ideen der klassischen Reihungsverfahren werden angewandt.
6. Für jede dieser Matrizen (zu den Relationen „sehr viel besser“, „besser“, ...) wird separat eine Aggregation durchgeführt. Es handelt sich im Wesentlichen um einen Mittelwert der Grade des Zutreffens der Relationen. Hier können die Anwender einen Parameter  $\alpha$  einführen, so dass Grade unter  $\alpha$  nicht berücksichtigt werden. Weiter wird mit der informationstheoretischen Entropie (Shannon) festgestellt, bei welchen Vergleichsrelationen die größeren Unterschiede zwischen den Alternativen (kleinere Entropie) besteht.
7. Die Bewertungen mit den unterschiedlichen Relationen werden zusammengeführt, wobei die Relationen mit den größeren Unterschieden höher gewichtet werden. Das Ergebnis sind Grade der Wahrheit für Aussagen, wie „Alternative 1 ist besser als 2“ bzw. „1 ist gleich gut wie 2“. Weiter werden im Stil von PROMETHEE positive und negative Flüsse erklärt, um so schließlich eine Reihung anzugeben.
8. Schließlich werden diese Ergebnisse verwendet, um mit Hilfe der zwischen ihnen berechneten semantischen Distanz (ähnlich wie  $z$  bei  $\mu$  definiert) die Koalitionen zu analysieren, die auf der Basis ähnlicher Bewertungen der Alternativen von den Interessensgruppen gebildet werden können.

#### 4. Verfahrensergebnisse

NAIADE liefert eine Reihung der Alternativen und erlaubt eine (über ein Dendogramm grafische) Analyse von Koalitionen zwischen den Interessensgruppen. Entwickelt wurde NAIADe für ein Problem der Wasserwirtschaft, die Bewertung von Alternativen zum Management eines Feuchtgebietes im Flussdelta des Po (Munda, loc. cit.) Im Rahmen des schwedischen Urban Water Programms wurden mit NAIADe unterschiedliche Entsorgungssysteme von Abwässern für die Stadt Surahammar verglichen.

#### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

NAIADE erlaubt einen Vergleich von Alternativen, der verbale und quantitative Teilbewertungen gleichberechtigt verwendet und auch Aspekte der Unschärfe und Unsicherheit zulässt. Die unterschiedliche Wichtigkeit der Kriterien geht in die berechnete Reihung jedoch nicht ein. Dadurch ist die Anpassung an unterschiedliche Werthaltungen kaum möglich und es droht die Gefahr eines ökologistischen Fehlschlusses. (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten, Stuttgart, 1987) Und ob die verwendeten Übersetzungen der linguistischen Begriffe in unscharfe Zahlen und unscharfe Relationen sachgerecht ist, ist für Nicht-Spezialisten keineswegs einsichtig. Somit bleibt offen, ob das NAIADe-Modell dazu beitragen kann, bessere Entscheidungen zu treffen: Letztlich könnte man ja statt des Umwegs über unscharfe Relationen direkt angeben, welcher Grad der Bevorzugung von Option 1 über 2 zu registrieren ist (bei uns 0.71), wenn 1 in einem Kriterium  $i$  „sehr gut“ ist und 2 „schlecht“.



## 2.7.4. REGIME

---

### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

REGIME wurde von Hinloopen und seinen Mitarbeitern seit 1983 zum Vergleich von endlich vielen Alternativen nach qualitativen Kriterien entwickelt (vgl. Hinloopen und Nijkamp, 1990). Es beruht auf einer Version der gewichteten Mehrheitswahl. Anders als bei den Reihungsverfahren machen jedoch konkrete Kriteriengewichte keinen Sinn.

### 2. Kurze Beschreibung der verfügbaren Software und deren Kosten

REGIME ist komplizierter als z.B. PROMETHEE, man kann aber z.B. mit Mathematica von Wolfram Research die dort benötigten Integrale auswerten.

### 3. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

REGIME ähnelt dem Interpretationsverfahren von Agostiano, unterscheidet sich aber in Schritt 3 und 5 davon: Statt von konkreten Gewichten geht das Verfahren von einer Verteilungsfunktion über den auf Grund der qualitativen Zielvergleiche zulässigen Gewichtsvektoren  $\mathbf{g}$  aus. Wenn z.B. das Kriterium 1 wichtiger ist als 2 und dies wichtiger als 3, dann wird eine (zweidimensionale) Verteilungsfunktion über das Dreieck  $g_1 > g_2 > g_3 > 0$  mit  $g_1 + g_2 + g_3 = 1$  vorgegeben; meist eine Gleichverteilung. Für jeden dieser zulässigen Vektoren wird die Matrix von Schritt 4 berechnet und nur das Vorzeichen beachtet:  $a(x, y, \mathbf{g}) = 1$ , wenn die Summe in der Position  $x, y$  positiv ist und  $x$  somit insgesamt besser als  $y$  ist (analog 0 und  $-1$ ). Danach wird  $p(x, y)$  berechnet, die Wahrscheinlichkeit für  $a(x, y, \mathbf{g}) = 1$  (also ein Integral über  $\mathbf{g}$ ). Aus  $p$  wird ein Index  $f(x)$  der Erfolgsaussichten für  $x$  konstruiert: REGIME definiert  $f$  als die (Zeilen-) Summe über alle  $y \neq x$  (dividiert durch die Anzahl der Summanden). Je höher  $f(x)$  ist, desto besser ist  $x$ .

### 4. Verfahrensergebnisse

REGIME und seine Varianten liefern vollständige Reihungen der Alternativen nach ihren Erfolgsaussichten relativ zur verwendeten Modifikation der Mehrheitswahl. REGIME wurde im Rahmen des schwedischen Urban Water Programms für die Bewertung unterschiedlicher Abwasserentsorgungskonzepte in Hammarby Sjöstad (Stockholm), sowie im Rahmen eines norwegischen Forschungsprojektes für die Auswahl eines Abwasserentsorgungskonzeptes angewendet.

### 5. Kurze Stärken-Schwächen Analyse

Eine Schwäche beim Verfahren von Agostiano für qualitative Zielbewertungen ist die Festlegung der Wertgewichte, die REGIME zu vermeiden sucht. Die Einfachheit und damit Akzeptanz des Verfahrens geht damit verloren, ohne dass (wegen der Ungenauigkeiten) die gefundenen Lösungen optimal sind. Schließlich sind sie auch mit Wahlparadoxien behaftet.

### 2.7.5. Zielgewichtung

---

#### 1. Allgemeine Kurzbeschreibung des Verfahrens

Bei den meisten Bewertungsverfahren sind Kriteriengewichte zu wählen, für deren Bestimmung Anokhin et. al., 1997) 129 Methoden angeben. (vgl. Anokhin et. al., 1997) Diese Zahl erscheint auf den ersten Blick hoch, doch alleine in diesem Bericht wurden mit vielen Verfahren auch spezifische Methoden der Gewichtung erwähnt. Wir rekapitulieren hier einige davon.

#### 2. Kurze Beschreibung der einzelnen Verfahrensschritte

Zur besseren Übersicht unterscheidet man fünf Arten von Wertgewichten:

1. Umrechnungsfaktoren, wie Ökofaktoren, bringen die Zielerträge auf eine gemeinsame Verrechnungseinheit. Ökobilanzen unterscheiden sich im Wesentlichen nur durch diese Faktoren voneinander: So beträgt bei der Methode der ökologischen Knappheit das Gewichtsverhältnis für Stickoxide zu Kohlenmonoxid 1175:1. (vgl. Fahner, 1998 und Prammer, 1996) Bei den für den Straßenbau empfohlenen Toxizitätsfaktoren ist das Verhältnis nur 333:1. (FG Strassen- und Verkehrswesen: Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen. Entwurf. Köln 1997.)
2. Substitutionsfaktoren berechnen gesellschaftlich tolerierte Trade-offs zwischen den Zielen. Bei ökonomischen Bewertungen sind dies die Preise, die aber bei der Bewertung von Umweltauswirkungen nur indirekt als Schattenpreise zu erschließen sind, etwa über die Befragung der Nutzer über ihre Zahlungsbereitschaft für ein Abwasserentsorgungssystem mit geringeren Emissionen. Je nach untersuchtem Projekt kann dann das oben angeführte Verhältnis auch 211234:1 betragen. (Ein Beispiel ist durchgerechnet bei Brunner et. al., 2001)
3. Faktoren der relativen Wichtigkeit der Ziele sollen die qualitativen individuellen Vorstellungen der Entscheidungsträger quantitativ ausdrücken. Naturgemäß ist hier die Uneinigkeit zwischen den Entwicklern von Bewertungsverfahren am größten; es sei nur auf SMART, SWING oder AHP hingewiesen. Bei SWING kann z.B. das o.a. Verhältnis je nach den individuellen Vorstellungen zwischen 100:1 und 1:100 liegen.
4. Objektive Faktoren dienen der Aufbereitung eines Bewertungsproblems. Sie werden z.B. die Kriterien umso niedriger gewichtet, je geringer die Unterschiede in den Alternativen sind (z.B. mit der Entropie, vgl. NAIADE). Dabei kann ein wichtiges Ziel (Begrenzung der Stickoxidemissionen) gänzlich aus der Bewertung fallen, weil sich die Alternativen in diesem Aspekt nicht unterscheiden; das o.a. Verhältnis wäre dann 0:1.
5. Versteckte Faktoren werden in Bewertungsverfahren bei internen Wertsynthesen verwendet, wie bei REGIME oder der simulierten Verhandlung, ohne dass es Sinn macht, zu fragen, welche konkreten Gewichte zur Bewertung führen.

#### 3. Verfahrensergebnisse

Das Ergebnis der Verfahren sind Kriteriengewichte, die in einem anderen Bewertungsverfahren eingesetzt werden und so eine Vielzahl von Ansätzen ermöglichen.

## **3. Problemdefinition und Auswahl**

### ***3.1. Der Ist-Zustand aus Sicht der Praxis***

Am 13.10.2003 fand ein Workshop mit Mitgliedern des österreichischen Arbeitskreises Siedlungswasserwirtschaft statt (veranstaltet von der Abt. für Siedlungswasserbau, Universität für Bodenkultur, Wien). Im Rahmen dieses Workshops wurde die Sicht des Projektteams bezüglich der Probleme bei der Variantenauswahl in der österreichischen SWW gemeinsam mit den Mitgliedern des Arbeitskreises diskutiert. Die im Folgenden dargestellte Problemdefinition beinhaltet die Ergebnisse dieses Workshops.

**Anmerkung:** Die folgenden Ausführungen beziehen sich v.a. auf die Abwasserentsorgung (da diese den Schwerpunkt der Untersuchung darstellt), können aber in ähnlicher Form auch auf die Wasserversorgung zutreffen (siehe Hinweise zur WVA im Text).

#### ***3.1.1. Anforderungen an zukünftige Variantenuntersuchungen***

Prinzipiell kann festgehalten werden, dass sich zukünftige Variantenuntersuchungen im Bereich der **Abwasserentsorgung** v.a. mit der **Entsorgung von Umlandgemeinden bzw. –bereichen** von einem bereits an eine Kläranlage angeschlossenen zentralen Gemeindeteil beschäftigen werden. Die Aufgabe der Variantenuntersuchungen wird es daher sein festzustellen, ob ein Anschluss der Umlandgebiete an das bestehende zentrale System oder eine eigene dezentrale Lösung erfolgen soll. Hier ist insbesondere zu beachten, dass diese Umlandbereiche oftmals bereits als zukünftige Bauabschnitte bei der Planung der zentralen Kläranlage berücksichtigt wurden, und in der Regel die zentrale Kläranlage und Zuleitungskanäle auf einen möglichen Anschluss der Umlandgemeinden ausgelegt wurden. Als weitere Fragestellung kann sich die Thematik ergeben, dass bestehende Kläranlagen aufgrund der aktuellen Auslastung bzw. der Bemessungsreserven in der Lage wären, die Abwässer zusätzlicher weiterer Entsorgungsgebiete, auch benachbarter Gemeinden, zu übernehmen. Dabei spielen neben den technischen und ökologischen Kriterien auch wirtschaftliche und politische Randbedingungen eine wesentliche Rolle (z.B. neue Mitglieder bei einem AWV, die sich „einkaufen“ müssen).

Im Bereich der **Wasserversorgung** gibt es ebenfalls noch kleinere Dörfer und Rotten die nur über Hausbrunnen versorgt sind, und wo zukünftig eine „zentrale“ Versorgung errichtet werden soll (wobei hier oft die Qualität und Quantität der verfügbaren Wasserspender über dezentrale Anlagen oder den Anschluss an ein bestehendes Netz entscheiden), bzw. es ist die zukünftige Wasserversorgung zu sichern.

#### ***3.1.2. Praxis der Variantengenerierung und Bewertung***

Technisch machbare und ökologisch verträgliche Varianten werden in der Regel, durch den die Gemeinde/den Verband beratenden Planer, im Einvernehmen mit der Gemeinde/dem Verband und dem Amt der Landesregierung entwickelt und ausgewählt.

Die **Generierung von Varianten** beruht in der Regel auf der Beurteilung der technisch möglichen Varianten durch den Planer auf der Basis der Vorgaben/Randbedingungen der Gemeinde/ des Bauherrn. Ungünstige oder kaum realisierbare (aus technischen, politischen oder sonstigen Gründen) Varianten werden zumeist bereits im Vorfeld verworfen und nicht mehr in die Variantenuntersuchung aufgenommen.

Optimierungsmodelle (etwa VAROPT) werden in der Regel nicht angewendet. Erfahrungen des Arbeitskreises zeigten, dass die versuchsweise Anwendung von VAROPT keine wesentlichen Verbesserungen bei der Variantengenerierung bewirkt hat. Derartige Methoden werden generell auch international kaum angewendet (siehe den Abschnitt Planungsrechnung), und sind daher v.a. von theoretischem Interesse. Der Grund dafür ist, dass alle in der Praxis zu berücksichtigenden Aspekte kaum mit einem Optimierungsmodell erfasst werden können und daher das Ergebnis einer derartigen Optimierung den Aufwand dafür oft nicht rechtfertigt.

Die **Bewertung** der ökologischen Verträglichkeit erfolgt zu diesem Zeitpunkt in der Regel nach dem Grenzwertprinzip, d.h. die Emissionsverordnung und eventuelle auch der Entwurf zur Immissionsverordnung müssen eingehalten werden (für die Wasserversorgung stellt sich die Fragestellung komplexer dar, da erst geeignete Wasserspender gefunden werden müssen).

Die ökonomische Bewertung basiert in der Regel auf einer Berechnung der Kostenbarwerte nach LAWA (siehe Kostenvergleichsrechnung), wobei intangible Kriterien v.a. bei nur geringen Kostenunterschieden der betrachteten, technisch möglichen Alternativen einen wesentlichen Einfluss haben. Diese **intangiblen Kriterien** können im Wesentlichen den folgenden Gruppen zugeordnet werden:

- Betriebssicherheit
- Förderungsmöglichkeiten
- Gemeindepolitische Aspekte
- Technische und praktische Ausführbarkeit

In der Praxis erfolgt in der Regel eine verbale Beschreibung dieser intangiblen Kriterien, die dann über einfache Bewertungsverfahren (siehe z.B. Wahlverfahren) im Einvernehmen zwischen dem Planer, dem Bauherr und dem Amt der Landesregierung in die Gesamtbewertung einfließen. Die im Zuge der Variantenuntersuchung ermittelte Ausführungsvariante für die Abwasserentsorgung wird von Landessachverständigen entsprechend dem anzuwendendem Behördenverfahren beurteilt.

Neben den volkswirtschaftlichen Berechnungen zum Variantenvergleich nach LAWA, die im wesentlichen die erforderlichen Investitionen und Betriebskosten erfassen und vergleichen, fallen in der Praxis beim Einstieg in bestehende Systeme auch Kostenbeteiligungen für den Bestand an (vorhandene und künftig mitbenutzte Kanäle, Kläranlagen, etc.), die für das „Neumitglied“ entscheidende Bedeutung haben.

Eine genaue Bewertung von weitergehenden ökologischen Kriterien entsprechend dem Wasserrechtsgesetz und der Förderrichtlinien (in der Regel nur die Frage, ob die ökologische Funktionsfähigkeit durch die Ausführungsvariante in einem nicht akzeptablen Ausmaß beeinträchtigt wird) erfolgt oftmals erst in diesem Stadium. Das Ergebnis dieser Beurteilung ist die Feststellung, ob die gewählte Ausführungsvariante den gesetzlichen Anforderungen entspricht oder nicht. Die Praxis in Bezug auf die üblicherweise berücksichtigten ökologischen Kriterien in der Abwasserentsorgung, kann wie folgt zusammengefasst werden:

In allen Bundesländern erfolgt eine Betrachtung des Vorfluters nach dem **Grenzwertprinzip**, wobei eine genauere Betrachtung gewässerökologischer Kriterien in der Regel nur in problematischen Fällen und erst im Bewilligungsverfahren erfolgt. In manchen Bundesländern gibt es auch spezielle Unterlagen, z.B. ein Merkblatt in der Stmk. oder einen Kriterienkatalog in NÖ. In OÖ ist der Sachverständige und der Förderabwickler eine Person, sodass hier der Sachverständige schon in die

Planung einbezogen wird. Auch in Tirol werden gewässerökologische Kriterien und hygienische Aspekte bereits in der Phase der Variantenuntersuchung betrachtet.

Im Bereich der WVA geht es v.a. um den Nachweis, dass der Eingriff in den Wasserhaushalt nachhaltig ist.

### ***3.1.3. Objektivität, Nachvollziehbarkeit und Transparenz***

Die Objektivität, Nachvollziehbarkeit und Transparenz des Bewertungsvorganges soll in der Regel durch eine hohe Gewichtung monetärer Kriterien (Projektkostenbarwert) erreicht werden.

Doch die Kostendifferenz zwischen den Varianten, die in die engere Wahl kommen, ist oftmals nur gering (ca. <10%). Demgegenüber steht eine relativ große Kostenunsicherheit (ca. 10-30%) zum Zeitpunkt der Variantenstudie. Obwohl in mehreren Bundesländern Richtkosten herausgegeben wurden, die für Kostenberechnungen anzuwenden sind, können aus „berechtigten“ Gründen auch andere Kosten angenommen werden. Weiters können Ausschreibungsergebnisse sehr unterschiedliche Kosten im Vergleich zu den auf Basis frühere Ausschreibungen ermittelten Richtkosten ergeben. Die Problematik hinsichtlich der Schätzung von Kosten ist in der Literatur ausführlich dargestellt. (vgl. Starkl et. al., 2003) Weiter sind unterschiedliche Kostenannahmen möglich, und hier ist insbesondere festzuhalten, dass die Kostenwahrheit nicht immer gegeben ist (Kostenangaben der Einzelanlagenhersteller vs. Baumeisterkosten vs. Eigenregie).

Der Schluss ist daher nahe liegend, dass in der Praxis, falls die in die engere Auswahl gekommenen Varianten kostenmäßig eng zusammen liegen, die **endgültige Entscheidung über die Wahl der Ausführungsvariante** nicht so sehr von den Kosten (und weiterführenden betriebs- und volkswirtschaftlichen Betrachtungen), sondern vielmehr von den intangiblen Kriterien (aus Sicht der betroffenen Entscheidungsträger) abhängt.

### ***3.1.4. Erfahrungen mit nachträglicher Genehmigung lt. § 121 WRG***

Für kleinere Erweiterungen oder Abänderungen von bestehenden Anlagen gibt es auch die Möglichkeit der „Amtsbestätigung“ oder des Anzeigeverfahrens (siehe 3.2.5).

Damit werden geringfügige Abweichungen vom wasserrechtlich bewilligten Projekt, die sich im Zuge der Detailplanung bzw. aus praktischen Gründen im Zuge der Bauausführung ergeben haben bzw. notwendig wurden, im Zuge der wasserrechtlichen Überprüfung nachträglich genehmigt, ohne dass die WR-Behörde vor der Vorlage des Kollaudierungsoperates von diesen geringfügigen Abweichungen Kenntnis hatte. Diesbezüglich sind im wasserrechtlichen Kollaudierungsoperat solche, meist marginalen Abänderungen (z. B. Lageveränderungen wasserrechtlich bewilligter Leitungstrassen, Verschiebung von Schächten, kleinere konstruktive Abweichungen gegenüber dem wasserrechtlichen Projekt) zu beschreiben bzw. planlich darzustellen. Da in der Regel dadurch weder öffentliche Interessen noch fremde Rechte nachteilig berührt werden bzw. solche Änderungen oft auch auf Wunsch von Betroffenen erfolgen, wird hierfür praktisch immer die nachträgliche wasserrechtliche Genehmigung erreicht.

Mit einer sog. „Amtsbestätigung“ kann auf Anfrage auch während des Bauvorhabens von der Behörde bestätigt werden, dass eine Änderung bzw. eine Maßnahme geringfügig ist und nachträglich genehmigt werden kann.

Nachdem es sich bei den Bestimmungen des WRG-Gesetzes hier um eine „Kann“-Bestimmung handelt und diesbezüglich keine genauen Anwendungsbestimmungen vorliegen, ist oft die Bereitschaft zur Ausstellung einer solchen Amtsbestätigung in hohem Maße von der subjektiven Meinung der jeweiligen WR-Behörde bzw. der zuständigen Amtssachverständigen abhängig. Bei etwas komplexeren Fragestellungen ist kaum vorhersehbar, ob so eine Amtsbestätigung erreicht werden kann. So wurden schon größere Kläranlagen auf Basis einer solchen Amtsbestätigung nach einem gegenüber dem wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid weitgehend abgeänderten Anlagenkonzept errichtet.

### ***3.1.5. Erfahrung mit dem Anzeigeverfahren gemäß § 114 bzw. § 115 WRG***

Mit diesen Bestimmungen des WRG besteht seit einigen Jahren die Möglichkeit, insbesondere bei Änderungen und Erweiterungen von Kanalisationsanlagen und Wasserversorgungsanlagen das Anzeigeverfahren anstelle des üblichen Bewilligungsverfahrens mit Wasserrechtsverhandlung zu wählen.

Die Anforderungen an ein Projekt für ein Anzeigeverfahren sind insofern sogar höher als beim üblichen Bewilligungsverfahren, als schon im Projekt alle technischen Auflagen und Bedingungen, die üblicherweise im Bewilligungsverfahren vom ASV festgelegt werden, enthalten sein müssten. Vom Projektverfasser müssten dabei die teilweise unpopulären Auflagen dem eigenen Auftraggeber vorgeschrieben werden.

Da offenbar im Anzeigeverfahren seitens der WR-Behörde nur eine uneingeschränkte Zustimmung oder eine Zurückweisung des Projektantrages möglich ist, nicht jedoch die Zustimmung unter bestimmten Auflagen und Bedingungen, wäre schon im Projekt eine 100%ige Übereinstimmung mit allen befassten Amtssachverständigen erforderlich.

Weiters wird beim Anzeigeverfahren die WR-Behörde zwar in das Projekt eingebunden, hat aber in der Regel keine entsprechende Einflussnahme auf das Projekt durch Auflagen.

### ***3.2. Auswahl von 12 Bewertungsverfahren***

In einem internen Workshop am 29.10.03 wurden vorläufig 12 Verfahren ausgewählt. Da die eingehende Analyse der Verfahren erst für AP 4 vorgesehen ist, sind folgende Überlegungen in die Entscheidung eingeflossen:

1. Entsprechend dem Angebot soll mindestens ein Bewertungsverfahren aus jeder der dort angeführten Gruppen betrachtet werden.
2. Die ausgewählten Verfahren sollen entsprechend der Ausschreibung eine Auswahl von (im Sinn des Verfahrens optimalen) Alternativen ermöglichen bzw. solche Alternativen generieren.
3. Die Verfahren sollen sich am derzeitigen rechtlichen Rahmen der SWW in Österreich und dessen Anforderungen orientieren (z.B. die Behörde als Entscheidungsträger, Zielvorgaben des UFG). Inwieweit sie dort tatsächlich für die Anwendung geeignet sind, wird in AP 4 geprüft.
4. Voraussetzung für die Auswahl eines Verfahrens ist ferner, dass es im Kontext der SWW oder verwandter Gebiete bereits zumindest bei Studien angewendet wurde.
5. Um die Transparenz und Nachvollziehbarkeit bei der Anwendung nicht auf einen kleinen Kreis von Experten einzuschränken, werden Verfahren mit komplizierten Regeln nach Möglichkeit vermieden.
6. Insbesondere sollen die Verfahren entweder leicht in Excel zu implementieren sein oder es soll eine benutzerfreundliche kommerzielle Software zur Verfügung stehen.
7. Die Auswahl soll geeignet sein, einen Vergleich der Bewertungsverfahren und der einzelnen Gruppen zu ermöglichen. Deshalb ist den allgemein bekannten typischen und ausgereiften Verfahren aus jeder Gruppe der Vorzug zu geben.

Von den **einfachen Verfahren** wurde das Verhandlungsverfahren ausgewählt, weil es vor allem im Hinblick auf Punkt 3 Potentiale bietet. Die ökologische Risikoanalyse wird häufig verwendet und daher ebenfalls untersucht. Brainstorming wird im Rahmen des Verhandlungsverfahrens mitbetrachtet.

Von den **ökonomischen Verfahren** wurde die Kostenvergleichsrechnung ausgewählt, um den Vergleich mit dem Ist-Zustand zu ermöglichen. Die Kosten-Nutzen-Analyse wird in ähnlichen Bereichen häufig angewendet und ist daher als allgemein bekanntes Verfahren ausgewählt worden. Die Optimierungsverfahren sind im Vergleich zu den ausgewählten Verfahren aus anderen Gruppen weniger ausgereift und wurden daher zurückgestellt. Sie sind auch für praktische Probleme nur in Ausnahmefällen relevant, weswegen es auch keine kommerzielle benutzerfreundliche Software (z.B. Anbindung an ein geografisches Informationssystem) gibt. Auf Wunsch der AG wurde aber auch VAROPT ausgewählt.

Bei den **Ökobilanzen** wurden die Methode der kritischen Volumina ausgewählt, weil sie mit BPEO den Prototyp für einen ökologischen Index definiert. Weiter wurde URWARE ausgewählt (betrachtet wird das Konzept dahinter, nicht die Software), weil es speziell auf die SWW zugeschnitten ist. Die anderen Verfahren sind im Prinzip ähnlich bzw. orientieren sich nicht an Punkt 3.

Bei den **multiattributiven Verfahren** wurde die klassische Nutzwertanalyse ausgewählt, weil sie allgemein als der Prototyp dieser Verfahren bekannt ist. (MAUT wird dabei mituntersucht, teilweise auch die erweiterte Nutzwertanalyse.) Compromise Programming wird als eine im Bereich der Wasserwirtschaft bekannte Methode ebenfalls untersucht (wobei auch auf Composite Programming eingegangen wird). Die anderen Verfahren sind weniger bekannt und ähnlich.

Bei den **Reihungsverfahren** wurden ELECTRE I und PROMETHEE II ausgewählt, weil sie zwei für diese Gruppe typische Strategien in einfacher Form realisieren. Die Gruppe der Wahlverfahren wird als Baustein von anderen Verfahren dort mitbesprochen und die weiteren Verfahren sind wesentlich komplexer und werden daher nicht berücksichtigt.

Bei den **sonstigen Verfahren** werden die Kosten-Wirksamkeitsanalyse und der analytische hierarchische Prozess als die beiden bekanntesten Verfahren untersucht. Die anderen Verfahren sind sehr komplex bzw. sehr spezialisiert.

Diese Auswahl basiert vor allem auf formalen Aspekten und nicht auf einer eingehenden inhaltlichen Analyse der Verfahren. Diese ist erst für AP 4 vorgesehen.



## **4. Analyse der ausgewählten Bewertungsverfahren**

Entsprechend dem Angebot stellt dieses Kapitel in 4.1 die spezifischen mathematischen Konzepte der Bewertungsverfahren dar, soweit sie einer Erklärung bedürfen. Anschließend wird in 4.2 eine Übersicht über die axiomatische Analyse von Bewertungsverfahren geliefert. Zu diesem Zweck werden die zusätzlichen Prämissen der Bewertungsverfahren formuliert und geprüft: Einerseits werden die für ein Verfahren gültigen Axiome identifiziert und in Kapitel 5.4 u.a. auf ihre inhaltliche Bedeutung hin untersucht. Andererseits definiert ein Bewertungsanliegen implizit ein Set von Axiomen und schränkt damit die zur Auswahl stehenden Verfahren ein.

Diese Analyse liefert den allgemeinen Rahmen für die Evaluierung von Verfahren und setzt sich dadurch auch Grenzen. Die axiomatische Analyse geht nämlich von einem formalisierten Bewertungsverfahren aus, das ein normatives Modell der rationalen Entscheidungsfindung umsetzt, dessen Grundzüge allerdings schon immer in behördliche Entscheidungsprozesse eingeflossen sind. (Formalisierte Bewertungsverfahren haben im Vergleich dazu nur den Vorteil, dass durch die genauere Formulierung der Regeln für die Entscheidungsfindung grundsätzliche Fragen zum Entscheidungsprozess überprüfbar werden, die bei einem informellen Zugang übersehen werden können.)

Das Verhandlungsverfahren (einschließlich Brainstorming) ist nicht formalisiert und entzieht sich demnach einer mathematischen Analyse. Drei unterschiedliche Verfahren, die ökologische Risikoanalyse, ELECTRE und die Methode der simulierten Verhandlung, können als Versuche angesehen werden, wesentliche Aspekte von Verhandlungen zu modellieren. Insofern, als nicht klar vorgegeben ist, wie die Entscheidungsträger qualitative und intangible Auswirkungen in ihre Entscheidung einzubeziehen haben, können auch die Kosten-Nutzen-Rechnung und die Kosten-Wirksamkeitsanalyse nicht zu den mathematisch analysierbaren formalisierten Verfahren gezählt werden. Diese Verfahren (insbesondere Verhandlungen als grundsätzliche Alternative zur formalisierten Bewertung) werden jedoch in dieser Studie dort geprüft, wo es möglich ist.

Die beiden Schritte jeder Bewertung sind die Ermittlung des relevanten Sachverhalts und darauf aufbauend eine Wertentscheidung. Im Fall der Bewertung von Bewertungsverfahren ist der erste Schritt die Beschreibung der möglichen Verfahren: Für die rechnerischen und theoretischen Aspekte wird dazu in der mathematischen Analyse ein einheitlicher Rahmen geliefert. Die Wertentscheidung wird konzise durch ein Bewertungsanliegen beschrieben. Eine generelle Analyse des Problems der Gültigkeit dieser Wertentscheidung findet man in der Literatur; sie ist nicht Teil des Angebots gewesen und wird in diesem Projekt weitgehend vorausgesetzt. (vgl. Brunner et. al., 2001) Die Auswahl und Anwendung eines Bewertungsverfahrens (bzw. Verfahrens zur Generierung von Alternativen) ist nur ein kleiner Teil des gesamten Bewertungsprozesses. Sie kann die Wertsynthese transparent machen, nicht aber die vorangehenden Schritte.

Um praktikable Auswahlkriterien zu formulieren, werden in dieser Studie Bedingungen für den Ausschluss von Verfahren formuliert. Beispiele für die bei der theoretischen Analyse (Kapitel 4.2) und in Kapitel 5 behandelten Fragen sind: Steht die Bewertungsmethode in Einklang mit den Vorstellungen der Entscheidungsträger, was unter einem Vergleich zu verstehen ist? Ist die Bewertungsregel selbst problematisch? Können die von der Bewertungsmethode benötigten Eingangsdaten in der Praxis erbracht werden? Welche Unsicherheiten sind generell zu erwarten? Wie können die Ergebnisse der Bewertung überprüft, abgesichert und eventuell nachkontrolliert werden?

### ***4.1. Mathematische Analyse***

Die weitergehenden Bewertungsverfahren realisieren in der Definition des Vergleichs unterschiedliche mathematische Konzepte, konkret bei den in AP2 ausgewählten Verfahren die Eigenvektormethode bei AHP und Distanzfunktionen im Compromise Programming. Um Bewertungsverfahren vergleichen und beurteilen zu können ist es erforderlich, diese Ideen zu verstehen, auch in Bezug auf die Implementierung: Was wird berechnet? Entsprechend der unten erklärten logischen Ordnung werden

die Verfahren nach gleichartigen Problemen besprochen und so weicht die Reihenfolge geringfügig von der allgemeinen Gliederung der Verfahren ab.

#### 4.1.1. *Methodischer Rahmen*

Um die Bewertungsverfahren einheitlich beschreiben zu können, setzt man beim Output der Verfahren und der darin enthaltenen Information an.

Die meiste Information enthält der Output bei der Kostenvergleichsrechnung und bei Ökobilanzen. Aus mathematischer Sicht besteht zunächst kein Unterschied zwischen diesen Verfahren: Alle summieren Messgrößen mit vorgegebenen Gewichten (Preisen, Ökofaktoren). Der Unterschied ergibt sich erst bei der Frage, was mit der Summe gemessen wird. Wir fassen diese Verfahren daher zusammen zur Kategorie der Bewertung mit einem vorgegebenen globalen Index: Wichtig ist an diesem Index, dass er unabhängig von den gegebenen Alternativen definiert ist und somit als Zielfunktion in der Planungsrechnung verwendbar ist. In diesem Sinn wird auch VAROPT hier mitbehandelt. Abgesehen von der Behandlung intangibler Größen zählt auch die Kosten-Nutzen-Rechnung dazu.

Im Unterschied zu den vorgegebenen Indizes lässt die Nutzwertanalyse die Anpassung der Indizes an individuelle Wertvorstellungen zu, in erster Linie durch die Möglichkeit zum Setzen von Kriteriengewichten. Eine Untergruppe dieser Verfahren, im wesentlichen MAUT, verwendet dabei weiterhin einen globalen Index. Doch in der allgemeinsten Form verwenden die Nutzwertanalyse und das noch flexiblere Compromise Programming Indizes, die eine Eichung der Zielerträge erlauben. Sie hängen also davon ab, welche Alternativen konkret verglichen werden. Da bei der Wirksamkeitsmaximierung eine Nutzwertanalyse vorangestellt ist, fällt auch die Kosten-Wirksamkeitsanalyse in diese Kategorie. Auch Wahlverfahren, die mit Rangzahlen operieren und daher mit ordinalen Daten auskommen (z.B. Borda Verfahren, erweiterte Nutzwertanalyse), verwenden einen derartigen Index. Weiter kann man zu dieser Gruppe auch AHP und PROMETHEE II zählen, die einen Index der Zustimmung konstruieren. Gemeinsam ist diesen Verfahren, dass das Zielsystem nicht an die vorbereitende z.B. rechtliche Analyse gebunden ist.

Schließlich ist es fraglich, ob Indizes den vielfältigen Möglichkeiten für individuelle und gesellschaftliche Präferenzen gerecht werden können. Verfahren, wie ELECTRE I, konstruieren stattdessen eine allgemeine Relation, bei der auch zwei Alternativen unvergleichbar sein können oder drei Alternativen einen Kreis  $x < y < z < x$  bilden.

Im Sinn eines Vergleichs am wenigsten Information enthält die Bewertung über das Prinzip der Belastungsbegrenzung, also Grenzwerte oder sonstige Nebenbedingungen, die immer ein integraler Bestandteil der Entscheidungsfindung sein werden. (Wir setzen dabei voraus, dass die Bedingungen und Grenzwerte wie üblich nicht von den Alternativen abhängen.) Die ökologische Risikoanalyse kann als eine im Sinn der Substituierbarkeit abgeschwächte Form dieses Ansatzes aufgefasst werden, wo mehrere Stufen der Akzeptanz unterschieden werden und auch bei im Einzelnen akzeptablen Auswirkungen insgesamt ein Veto gegen eine Alternative möglich ist. (Man kann sie auch als einen vorgegebenen globalen „Begrenzungsindex“ auffassen.)

Der Input ist bei allen Verfahren das Ergebnis einer vorangegangenen Sachverhaltsermittlung und auch Bewertung, ein Vergleich der Menge A von endlich vielen Alternativen unter den Kriterien i: Abstrakt ist das eine Folge von Relationen  $<_i$ , ein Profil. Manche Verfahren beziehen sich dabei auf den Vergleich mit einer größeren Menge Z von Referenzoptionen und die Verfahren mit einem globalen Index gehen wegen ihres naturwissenschaftlichen Bildes der Bewertung als einer Messung von einer hypothetischen Erweiterung der Vergleiche  $<_i$  auf die unendliche Menge aller theoretisch denkbaren Alternativen aus, die einheitlich gemessen werden. Diese Profile sind das Gegenstück zu den Sachmodellen.

Der Output ist im allgemeinsten Fall eine eventuell leere Teilmenge der vorgegebenen Alternativen, die Menge der zulässigen, besten oder nur akzeptablen Optionen. Das Bewertungsverfahren generiert

somit eine Funktion  $E$ , die aus einer endlichen Menge  $A$  eine Teilmenge  $E(A)$  erzeugt. Die Frage, ob diese Auswahl durch eine Relation definiert wird, also  $E(A)$  ist die Menge der optimalen Alternativen in  $A$ , oder sogar durch einen Index, ist dann eine Frage der Axiome, die das Bewertungsverfahren erfüllt. Die Funktion  $E$  ist die allgemeinste Form eines Zulässigkeitskriteriums, eine soziale Auswahlfunktion.

Die Unterscheidung zwischen global definierten Indizes und solchen, die eine Eichung zulassen, beruht auf dem Begriff der Entscheidungsregel, dem mathematischen Gegenstück zur Bewertungsregel. Eine Bewertungsregel  $R$  ist auf unterschiedliche Sachmodellen definiert, also Mengen  $Z$  mit einem Profil  $\langle_i$ , und definiert auf ihnen eine Auswahlfunktion  $E$ , also  $R(Z, \langle_1, \langle_2, \dots) = E$ . Um Ordnung in diese Vielfalt an möglichen Definitionen von Zulässigkeit zu bringen, wird man zum Axiom geführt, dass diese Regel aus einer auf dem maximalen Sachmodell  $X$  definierten Definition der Zulässigkeit (z.B. über eine Ordnung, einen Index) hervorgeht. Bei MAUT ist das auch der Fall, bei der Nutzwertanalyse mit Eichungen in Abhängigkeit von  $A$  nicht. Eine weitere Unterscheidung, die erst im abstrakten Rahmen deutlich wird, ist eine Eichung, die von der Zwischenmenge  $Z$  abhängt. Diese Differenzierungen führen zu wesentlichen Unterschieden bei den praktischen Fragen (siehe theoretische Analyse), ob ein Verfahren durch Scheinalternativen manipuliert werden kann oder ob es flexibel an Werthaltungen angepasst werden kann. Sie zeigen auch, dass Verfahren in der Praxis viel sorgfältiger beschrieben werden sollten, als üblich; z.B.: Wird der Rang bei der Bewertung mittels Rangsummen in Bezug auf die Menge  $A$  der Alternativen gebildet oder auf die Zwischenmenge  $Z$ , die im konkreten Fall nur zufällig mit  $A$  zusammenfällt? Für Details sei auf die Literatur verwiesen; in der Studie werden nur die Ergebnisse dieser abstrakten Bewertungstheorie angewandt. (Die angeführten Begriffsbildungen gehen auf Brunner et. al., 2001)

#### **4.1.2. Bewertung nach einem vorgegebenen Ziel**

Die Kostenvergleichsrechnung und damit verbunden VAROPT, die Klasse der Ökobilanzen und die Bewertung mit gegebenen Grenzwerten (Bausteine absolutes, relatives Veto der Wahlverfahren) erlauben eine „mechanische“ Bewertung nach einfachen Formeln ohne weitergehende Wertentscheidungen der Entscheidungsträger. (Die Bewertung mit der einstimmigen Wahl fällt als ist der Sonderfall des relativen Vetos mit der Vetoschranke 0 in diese Gruppe.) Dadurch lässt sich die Bewertungsaussage empirisch überprüfen, was dem größtmöglichen Ausmaß von Transparenz entspricht.

Bei der Kostenvergleichsrechnung und VAROPT ist inhaltliche Bedeutung des Verfahrens offensichtlich und zur empirischen Überprüfung vergleicht man im Nachhinein die prognostizierten mit den tatsächlichen Kosten. Doch ist diese direkte Prüfung nicht auf eine Optimalitätsaussage auszudehnen. Eine indirekte experimentelle Prüfung ist aber möglich, indem auch Vergleichsoptionen realisiert (bzw. als Gedankenexperiment durchgerechnet) werden und die Optimalitätsaussage getestet wird.

Allerdings muss man, wie in Kap. 2 dargelegt, bei VAROPT den Optimierungsalgorithmus aus theoretischen Gründen bemängeln. Da dieses Verfahren auch nicht laufend weiterentwickelt wird, sollte man eher auf RWSP zurückgreifen, das die diskontierten Kosten für die Errichtung, den Betrieb und die Wartung eines Kanalnetzes und der ARAs minimiert. (Sousa et. al., 2002)

Im aktuellen Modell von RWSP gehen als Knoten 1 bis  $n$  die Abwasserquellen ein, dazu mögliche Verzweigungspunkte  $n+1$  bis  $m$  und mögliche Standorte  $m+1$  bis  $N$  der ARAs. Zu ermitteln (bzw. aus einem geografischen Informationssystem GIS zu berechnen) sind die diskontierten Kosten  $C_{i,j}$  für eine Kanalverbindung von Knoten  $i$  nach  $j$ , die Länge  $L_{i,j}$  dieser Verbindung, die hydraulischen Höhen  $E_i$  an den Endknoten sowie die Kapazität  $Q_{i,j}$  innerhalb der Schranken  $Q_{\min,i,j}$  und  $Q_{\max,i,j}$ , die Kosten  $C_k$  der ARA im Knoten  $k$  und ihre Reinigungskapazität  $QT_k$  bis zur oberen Grenze  $QT_{\max,k}$  sowie die Abwasserproduktion  $QR_i$  im Knoten  $i$ . Die Konfiguration des Abwassersystems wird durch binäre Variablen  $x_{i,j}$  und  $y_k$  beschrieben, die den Wert 1 annehmen, wenn zwischen  $i$  und  $j$  eine Kanalverbindung besteht bzw. in  $k$  eine ARA ist und sonst 0 sind. Zur weiteren Vereinfachung wird  $C_{i,j}$  als Funktion der maximalen Kapazität (aus der Steigung und dem Durchmesser des verwendeten Rohrmaterials zu berechnen), Länge und Höhendifferenz angesetzt (eine Verbindung von einem

niedrigeren zu einem höherem Punkt durch ein Pumpwerk wird über diese Kosten berücksichtigt) und  $C_k$  als Funktion der maximalen Kapazität. Es handelt sich also um eine idealisierte Kostenschätzung mit Richtsätzen. Ökologische Überlegungen gehen hier insofern ein, als bei der Vorgabe maximaler Emissionen bei einer ARA mit der Reinigungskapazität  $QT_{max_k}$  entsprechende Kosten anfallen. Wenn diese Funktionen angegeben sind und weiter  $L_{i,j}$  und  $E_i$  (aus GIS zu errechnen),  $Q_{min_{i,j}} \geq 0$  (z.B. als hygienische Vorgabe) und die Quellen  $QR_i$  ermittelt sind, wird man die Variablen  $x_{i,j}$ ,  $y_k$ ,  $Q_{max_{i,j}}$  (Leitungsnetz) und  $QT_{max_k}$  (ARAs) sowie die Hilfsvariablen  $Q_{i,j}$ ,  $QT_k$  so wählen, dass die Kosten minimal sind, also:

$$\sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N C_{i,j} (Q_{max_{i,j}}, L_{i,j}, E_j - E_i) \cdot x_{i,j} + \sum_{k=m+1}^N C_k (QT_{max_k}) \cdot y_k \rightarrow \min$$

Dabei sind die Konfigurationsvariablen  $x_{i,j}$  und  $y_k$  aus der Menge  $\{0, 1\}$  zu wählen. Als weitere naheliegende physikalische Nebenbedingungen müssen die Ein- und Ausgangsflüsse bei den Knoten übereinstimmen: Für  $i = 1$  bis  $n$  gilt  $QR_i + \sum_{h=1}^N Q_{h,i} = \sum_{j=1}^N Q_{i,j}$ , für  $i = n+1$  bis  $m$  gilt  $\sum_{h=1}^N Q_{h,i} = \sum_{j=1}^N Q_{i,j}$

und für  $k = m+1$  bis  $N$  gilt:  $\sum_{i=1}^N Q_{i,k} = QT_k + \sum_{j=1}^N Q_{k,j}$ . Zusätzlich sollen auch alle Abwässer behandelt

werden:  $\sum_{i=1}^n QR_i = \sum_{k=m+1}^N QT_k$ . Und schließlich sollen diese tatsächlichen Flüsse zum System passen:

Für alle  $i, j$  ist  $0 \leq x_{i,j} \cdot Q_{min_{i,j}} \leq Q_{i,j} \leq x_{i,j} \cdot Q_{max_{i,j}}$  und für alle  $k > m$  ist  $0 \leq QT_k \leq y_k \cdot QT_{max_k}$ .

Dieses (wegen der Kostenfunktion nichtlineare) diskrete Optimierungsproblem kann nun mit bekannten Algorithmen (bei RWSP mit Annealing) gelöst werden und liefert ein optimales Konzept, das aber im Hinblick auf die eher pauschalen Definitionen der Kostenfunktionen im Modell bei einer Variantenstudie noch im Hinblick auf die Kostenschätzung und ökologischen Auswirkungen nachadjustiert werden muss.

Bei Ökobilanzen (Toxizitätsindizes, kritische Volumina, BPEO, URWARE) lässt sich folgende Intention rekonstruieren, (BPEO ist eine Variante der kritischen Volumina und wird vom britischen Umweltinspektorat angewendet; vgl. Bryce, 1994) die eine inhaltliche Bedeutung festlegt und so z.B. einen Vergleich des aquatischen Toxizitätspotenzials mit dem Saprobienindex erleichtert: Die Wahrscheinlichkeit  $\Pr(x_1, x_2, \dots)$  irgendeiner relevanten Auswirkung (z.B. ein Schaden) soll mit dem ökologischen Index korrelieren. Dabei werde konkret z.B. eine Schadstoffmischung beurteilt mit den Konzentrationen der einzelnen Schadstoffe von jeweils höchstens  $x_i$ .

Die konkrete Ableitung der Indizes hängt an mehreren Annahmen. Im Fall der üblichen Toxizitätsmaße sind es die statistische Unabhängigkeit der Teilschäden, die Hypothese, dass jeder für sich exponential verteilt ist (One Hit Modell) und die Vermutung, dass die bei den Grenzwerten herangezogenen akzeptablen Wahrscheinlichkeiten alle gleich sind. Dann gilt insgesamt für  $x_i \geq 0$ :

$$\Pr(x_1, x_2, \dots) = 1 - \exp\left(-\sum_{i=1,2,\dots} c_i \cdot \frac{x_i}{g_i}\right)$$

mit gleichen (aus dem One Hit Modell berechneten) Gewichten  $c_i = -\ln(1 - p_i)$ . Eine Alternative ist demnach besser (hat eine geringere Wahrscheinlichkeit eines Schadens), wenn der Index  $\sum_i c_i \cdot x_i / g_i$  kleiner wird.

Aus mathematischer Sicht ergeben sich unmittelbar zwei Ansatzpunkte zur Verbesserung von Ökobilanzen: Die Annahme der statistischen Unabhängigkeit erlaubt keine Wechselwirkungen (Wirkung derselben Substanz an unterschiedlichen Stellen der Nahrungskette, verstärkende Wirkung unterschiedlicher Substanzen im Organismus). Und die Vermutung der Exponentialverteilung unterstellt „Gedächtnislosigkeit“, wonach es nicht auf die absolute Größe der Konzentrationen ankommt, solange kein Schaden beobachtet wird, sondern auf das Ausmaß der Verschlechterung. Tatsächlich kann bei der Bewertung der Indexwert eines Referenzzustands subtrahiert werden, ohne dass sich dabei der Vergleich der Alternativen ändert. Die EPA der USA listet auf ihrer Homepage

unterschiedliche wirklichkeitsnahe Verteilungsannahmen auf (z.B. Multi-Hit Modell, Lognormale Verteilung), die in der Risikoforschung praktisch eingesetzt werden.

Im Unterschied zur Frage „Schaden: ja oder nein“ der Ökobilanzen beurteilt der Saprobienindex Veränderungen in der Zusammensetzung der Wasserlebewesen im Hinblick auf die Empfindlichkeit (Sauerstoffverbrauch) und definiert dadurch erst einen Schaden über die Verschlechterung der Gewässergüte, die jederzeit direkt überprüfbar ist. Bei Ökobilanzen ist die direkte Beobachtung der Wahrscheinlichkeit nicht möglich, sondern nur eine indirekte über Experimente: Die Prüfung erfordert eine Auflistung der relevanten Auswirkungen, z.B. definiert als beobachtete Giftwirkungen auf Krebse, Schnecken, usw. In unterschiedliche Gewässer werden Schadstoffmischungen eingeleitet und es wird getestet, ob mit einem höheren Toxizitätsindex eine signifikante Zunahme der Beobachtung dieser Auswirkungen einhergeht. Der Saprobienindex zählt also lebende Krebse, Ökobilanzen beurteilen das Potenzial für die Beobachtung toter Fische (Genauer wird z.B. für die aquatische Toxizität einheitlich die „predicted no effect concentration“ herangezogen, die aus  $LEC_{50}$  und NOEC für unterschiedliche Lebewesen, auch Fische, definiert ist.). Die Entscheidung, welcher Index in die Bewertung eingeht, wird z.B. davon abhängen, ob Varianten verglichen werden oder Technologien bzw. generelle Planungen.

Bei Grenzwerten (absolutes Veto) ist die Prämisse, dass eine sehr unwahrscheinliche schädliche Auswirkung akzeptabel ist (ansonsten ist ein Verbot der Herstellung, des Verkaufs, der Anwendung oder der Ausbringung zu erlassen). Die Prüfung erfolgt indirekt über die Beobachtung, ob bei den nach dem Grenzwert genehmigten Anlagen die Schäden signifikant häufiger sind, als erwartet.

Die hypothetische Aufgabe bei der Bewertung ist es, die akzeptierte Wahrscheinlichkeit  $p_i$  des von z.B. einer Substanz  $i$  verursachten Schadens anzugeben. Daraus können Grenzwerte  $g_i$  für die maximal zulässigen Konzentrationen der Substanz  $i$  errechnet werden: Für  $x_i \leq g_i$  ist die Wahrscheinlichkeit für einen Schaden akzeptabel, also für eine empirisch aufgestellte Verteilungsfunktion gilt  $Pr_i(x_i) \leq p_i$ .

Wieder wird eine Unabhängigkeitsannahme vorausgesetzt, wie man an Akkumulationseffekten sieht. Da Grenzwerte nicht zum Vergleich herangezogen werden (es wird keine ordinale Aussage angestrebt, sondern nur eine Klassifikation), kann die Sicherheit dieser Aussage durch strengere Grenzwerte erhöht werden, vor allem dann, wenn die Grenzwerte (z.B. in der Humantoxikologie) aus anderen Spezies abgeleitet sind.

Beim relativen Veto mit der Vetoschranke  $v_i$  ist die oben erläuterte „Gedächtnislosigkeit“ eine Prämisse. Unter den Annahmen, dass bei der momentanen Belastung kein Schaden beobachtet wird und dass das One Hit Modell zutrifft, wird das Ausmaß der Verschlechterung mit der Schranke  $v_i$  so begrenzt, dass eine schädliche Auswirkung unwahrscheinlich bleibt (d.h. rechnerisch  $v_i = g_i$  von oben) bzw. im Fall der einstimmigen Wahl unmöglich ist: Die Verschlechterung von  $x_i$  zu  $y_i$  um mehr als  $v_i$  kann durch keinerlei Verbesserungen sonst wo kompensiert werden. Einfache Beispiele (z.B. einstimmige Wahl: mehr  $NO_x$  und VOC wird meist mehr, aber manches Mal weniger Ozon bedeuten) belegen wiederum die vorausgesetzte Unabhängigkeitsannahme. Die Prüfung erfolgt wie bei den Grenzwerten indirekt über Signifikanztests.

Grundsätzlich ist zu diesen empirischen Prüfungen zu bemerken, dass in der Praxis zwar die Kostenprognosen im Nachhinein mit den tatsächlichen Kosten verglichen werden, nicht aber ein indirekter experimenteller Nachweis der grundsätzlichen Anwendbarkeit eines Bewertungsverfahrens durchgeführt wird.

#### **4.1.3. Indizes mit Wahlfreiheiten**

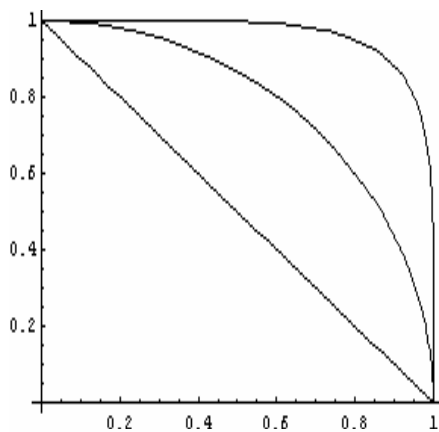
Sobald ein Verfahren den Bewertern Entscheidungsfreiheiten zugesteht, wird die Möglichkeit zur empirischen Prüfung der Verfahren eingeschränkt: Verschiedene Bewerter werden beim gleichen Problem die frei wählbaren Parameter anders setzen, keiner wird dabei „falsch“ entscheiden und dennoch kann das Ergebnis der Bewertung unterschiedlich ausfallen. Mangels eines Vergleichsmaßstabs wird man sich bei der Prüfung solcher Entscheidungen auf allgemeine Überlegungen beschränken müssen (mehr beim Abschnitt zur inhaltlichen Gültigkeit). Als

Mindestmaß der Transparenz sollten die gewählten Parameter (z.B. alle Gewichte) angeführt und auch begründet werden.

Bei der ökologischen Risikoanalyse wird ein globaler Index definiert, wo die Wahlmöglichkeit in der Auswahl einer Verknüpfungsmatrix und der Festlegung der Bewertungsklassen besteht. Sobald sehr viele Kriterien berücksichtigt werden, können rechnerisch künstliche Unterschiede eingeführt werden, wenn kaum unterscheidbare Alternativen zufällig an den Klassengrenzen liegen, andererseits können durch die primitive Aggregation Unterschiede nivelliert werden. Im Prinzip handelt es sich um ein mehrstufiges System von Grenzwerten mit gewissen Kompensationsmöglichkeiten.

Bei der Kosten-Nutzenanalyse besteht (neben der Problematik intangibler Kriterien) die Möglichkeit, unterschiedliche Konzepte zur Bewertung einzusetzen. Die Sicherheit der Wasserversorgung kann z.B. durch die Kosten der Ersatzversorgung mit Tankwagen niedrig bewertet werden (mit zusätzlich eingeführten intangiblen Kriterien, wie Prestige eines Fremdenverkehrsorts) oder eher hoch durch die erfragte Zahlungsbereitschaft der Nutzer. Wenn sich durch diese unterschiedlichen Ansätze andere Empfehlungen ergeben, stellt sich die Frage, ob die Kosten überhaupt ein sinnvolles Konzept sind; vgl. den Abschnitt zur axiomatischen Analyse der Verfahren.

Bei der klassischen Nutzwertanalyse (NWA) gibt es eine offensichtliche und eine subtile Wahlmöglichkeit. Offensichtlich ist die Festlegung der Kriteriengewichte. Unterschiedliche Möglichkeiten dazu werden im Abschnitt sonstige Verfahren besprochen. Subtil ist die Wahl des Definitionsbereichs (MAUT = globaler Index, NWA = möglicherweise von den Alternativen abhängiger Index), dessen Auswirkungen unten im Kontext der Manipulation besprochen werden. Sie hängt zusammen mit der Definition der Zielerfüllungsgrade, deren Palette von individuellen Nutzenfunktionen bis zu vorgegebenen Eichungsregeln reicht. Diese Vielfalt ist vom Konzept der NWA her notwendig: Wenn gleichzeitig die Präferenzen nach den Kriterien mit Zielerfüllungsgraden „gemessen“ werden sollen und die Präferenz über die Auswirkungen insgesamt mit einer gewichteten Summe davon, dann erfordert dies nach einem Satz von Debreu, wo es überhaupt möglich ist, in der Regel komplizierte, bis auf die Wahl der Einheiten eindeutig bestimmte, Zielerfüllungsgrade. (vgl. Brunner et. al., 2001 Das erwähnte Resultat ist bei der Verleihung des Nobelpreises für Ökonomie an Debreu als einer der Gründe dafür zitiert worden.) Insbesondere wird man diese Präferenzen (Belastungen) i.A. nicht messen können, wenn man die Zielerfüllungsgrade und Gewichte vordefiniert.

**Abbildung 4.1-1.** Zur p-Norm: Kreise (1. Quadrant) um 0 mit dem Radius 1 für  $p = 1, 2, 3$ .

Beim Compromise Programming kommt als zusätzliche Wahlmöglichkeit die Definition einer Abstandsfunktion (Metrik) hinzu, mit welcher den Abstand zur optimalen Alternative bemessen wird. Im  $n$ -dimensionalen Raum ist folgende  $p$ -Norm für  $p \geq 1$  eine Analogie zum Absolutbetrag und definiert eine Metrik (die  $p$ -Norm der Differenz  $\mathbf{x} - \mathbf{y}$  von Ortsvektoren) mit den aus der Topologie bekannten charakteristischen Axiomen:

$$\left\| \begin{pmatrix} x_1 \\ \vdots \\ x_n \end{pmatrix} \right\|_p = \sqrt[p]{\sum_{i=1}^n |x_i|^p}$$

Aus mathematischer Sicht ist die Wahlmöglichkeit von  $p$  jedoch nur eine scheinbare Freiheit: Statt mit den Summen von  $p$ -ten Potenzen zu operieren, kann man gleich die Zielerfüllungsgrade umdefinieren (als ebendiese  $p$ -ten Potenzen, eine Illustration zum Satz von Debreu) und hat eine gewöhnliche NWA (weil die  $p$ -te Wurzel beim Vergleich wegfällt). Doch der Stellenwert des Compromise Programming ist durch die Approximation des ethisch besonders wichtigen Grenzfalles  $p = \infty$  begründet (Vergleich nach der schlechtesten Teilbelastung), für den diese Reduktion nicht möglich ist. Darüber hinaus liefern die Metriken eine neue geometrische Deutung der Bewertung: Ganz allgemein können Bewertungen mit Indizes als der Vergleich mit einer idealen Alternative aufgefasst werden, zu welcher der Abstand minimiert wird. Dabei sind auch allgemeinere Metriken denkbar, wie beim Composite Programming.

#### 4.1.4. Direkte Vergleiche

Beim paarweisen Vergleich werden je zwei Alternativen unabhängig von den anderen Optionen danach verglichen, welche besser ist. Typischerweise stellen Verfahren auf dieser Basis auf ordinale Daten ab bzw. verwenden auch bei quantitativen Daten oft nur deren ordinale Information und liefern dann auch als Output nur eine Relation, also ordinale Information. Es liegt dann grundsätzlich ein Wahlverfahren vor; z.B. einstimmige Wahl, das aber nicht unbedingt zu einer Entscheidung führt (Unvergleichbarkeit, Kreise bei der Mehrheitswahl). Um Entscheidungen zu garantieren (bei gleich guten Alternativen allenfalls durch ein Los) und zur Informationsverdichtung werden die paarweisen Vergleiche der Wähler bei manchen Wahlverfahren in einen Index des Vergleichs insgesamt umgeformt, z.B. Borda Verfahren (in Tabelle 4.1-1: Vergleich der Wichtigkeit der Schutzgüter nach den Spaltensummen). Dabei kann die Entscheidung zwischen zwei Alternativen von anderen Alternativen abhängen.

**Tabelle 4.1-1.** Rangzahlen nach einer Befragung von 7 Personen.

Wähler	Gewicht	Wirtschaft	Technik	lokal Öko	global Öko	Akzeptanz
1	1	2	2	1	3	4
2	1	3	2	4	5	1
3	1	4	5	1	2	3
4	1	5	3	1	2	4
5	1	5	3	2	3	1
6	1	2	1	3	4	5
7	1	2	5	1	3	4

Zuerst wird als Baustein der komplizierteren Verfahren die gewichtete qualifizierte Mehrheitswahl untersucht. Dieses Verfahren beruht auf der bei Verhandlungen geläufigen Prämisse, dass eine Alternative besser ist, wenn mehr (bzw. gewichtigere) Argumente für sie sprechen. Ihre praktische Akzeptanz ist trotzdem oft gering, weil sie rechnerisch weniger leicht zugänglich ist. Wir illustrieren ihre Implementierung am Beispiel der Daten von Tabelle 1, dem Resultat einer Befragung von 31 Studenten der Kulturtechnik, von denen jene 7 ausgewählt wurden, die ihre Präferenzen bei unterschiedlichen Versionen der Fragestellung konsistent angeben konnten.

Zuerst muss Tabelle 4.1-1 für jeden Wähler in eine Matrix der paarweisen Vergleiche umgerechnet werden. In Excel fügt man (automatisiert mit VBA) für jeden Wähler wie in Tabelle 4.1-2 ein Tabellenblatt ein und berechnet dort die paarweisen Vergleiche als Matrix der Form Alternativen mal Alternativen: 1, wenn die links in der ersten Spalte angeführte Alternative besser oder gleich gut ist, wie die oben in der ersten Zeile, 0 sonst (Gleiche Präferenzen sind hier doppelt gezählt, z.B. Technik vs. Wirtschaft jeweils 1 Punkt. Eine mögliche Variante wäre eine Punkteteilung. Je nach dem konkret angewandten Verfahren wird man Modifikationen bei der Berechnung dieser Matrix der „Wählerpräferenzen“ beachten, z.B. bei Indifferenzgrenzen (ELECTRE) oder bei Präferenzverteilungen - PROMETHEE). Diese Matrizen werden mit den Kriteriengewichten multipliziert und addiert (Falls die Gewichte für Sensitivitätsanalysen variabel bleiben sollen, verwendet man in VBA lokale Formeln.). Das Wahlergebnis ist Tabelle 4.1-3 und es wird entsprechend dem vorgegebenen Quorum ausgewertet (einstimmige Wahl, qualifizierte Mehrheitswahl usw., wobei z.B. die doppelt gezählten Punkte berücksichtigt werden müssen).

**Tabelle 4.1-2.** Umformung der Rangzahlen in eine Präferenzmatrix

Wähler 1	Wirtschaft	Technik	lokal Öko	global Öko	Akzeptanz
Wirtschaft	1	1	0	1	1
Technik	1	1	0	1	1
lokal Öko	1	1	1	1	1
global Öko	0	0	0	1	1
Akzeptanz	0	0	0	0	1

Bei ELECTRE I ist dieses Vorgehen (bis auf kleinere Details wegen der bereits diskutierten relativen Vetos) gleich. Konkret enthält das Ergebnis der Mehrheitswahl (50% Quorum) einen Kreis: lokale Öko. > globale Öko. (einstimmig) und globale Öko. > Akzeptanz > Technik > Wirtschaft > globale Öko. (weil z.B. im letzten Fall das Stimmverhältnis 4:3 beträgt). Dies ist ein deutliches Indiz, dass die Daten keine Schlussfolgerung über eine Reihung zulassen. ELECTRE I wird den Kreis aufbrechen, indem die Quote der Zustimmung über das minimale 4:3 erhöht wird und somit statistisch wenig signifikante Präferenzen eliminiert werden. Demnach wäre unterhalb der lokalen Öko. alles unvergleichbar, bis auf Technik > Wirtschaft und globale Öko. > Akzeptanz. Die zusätzliche Prämisse dieses Vorgehens ist es demnach, dass nur signifikante Präferenzen berücksichtigt werden sollen.



**Tabelle 4.1-3.** Wahlergebnis.

Summe	Wirtschaft	Technik	lokal Öko	global Öko	Akzeptanz
Wirtschaft	7	3	2	4	3
Technik	5	7	2	4	3
lokal Öko	5	5	7	7	5
global Öko	3	4	0	7	5
Akzeptanz	4	4	2	2	7

In der Praxis sind vor allem Wahlverfahren mit Indizes zu finden (Mehrheitsabstimmung, Borda, dominantes Kriterium), manchmal ineinander geschachtelt (lexikografische Präferenz als Vergleich nach dem ersten dominanten Kriterium, dann innerhalb gleich guter Alternativen nach dem zweiten usw.) PROMETHEE II fällt aus diesem Schema, weil dort die Auswertung der Mehrheitswahl (mit spezifischen Konstruktionen von Tabelle 4.1-2) vorausgesetzt wird: Die Bewertung erfolgt nach der Differenz aus den Zeilen- und Spaltensummen in Tabelle 4.1-3: Es wird also für jede Alternative der Überhang der Stärken (Zählung der im paarweisen Vergleich dominierten Alternativen) über die Schwächen beurteilt.

Dieser Index der „Stärken und Schwächen“ liefert lokale Öko. > Technik > Akzeptanz > globale Öko., Wirtschaft. Wie bei diesem Beispiel deutlich wird, ist es ein Nachteil dieses (und aller Indizes), dass sie die in Tabelle 3 auftretende Schwierigkeit ignorieren, wonach es keine eindeutige Präferenzen gibt: Die Übereinstimmung globale Öko. > Akzeptanz von ELECTRE I deutet auf eine signifikante gesellschaftliche Präferenz. Sie wird vom Index in dem Bemühen umgedreht, eine hinter den offenkundigen Präferenzen liegende Intensität der Bevorzugung zu konstruieren, also einer zusätzlichen Prämisse.

Eine für alle mit Bewertungen mit Gewichten relevante Frage wird durch das Ergebnis der Befragung aufgeworfen, also Tabelle 4.1-1: Wie sollen Kriteriengewichte gewählt werden, wenn nicht einmal signifikante gesellschaftliche Präferenzen über die Kriterien zu beobachten sind, was durch den Kreis und seine Auflösung in ELECTRE I illustriert wird?

#### 4.1.5. Sonstige Verfahren

Bei der Kosten-Wirksamkeitsanalyse werden die Wahlmöglichkeiten der NWA um unterschiedliche Definitionen der Effizienz erweitert. Sie sind eine Illustration für verschiedene Strategien, quantitative Daten (Ökonomie) mit eventuell qualitativer (Ökologie) gemeinsam zu berücksichtigen. Die methodisch saubersten Lösungen (Vermeidung sinnloser Rechnungen, vgl. die axiomatische Analyse der Verfahren) sind die Beschränkung eines Parameters (akzeptable Kosten, Grenzwerte der Auswirkungen) und der Vergleich nach dem anderen (billigste umweltverträgliche Lösung, akzeptable umweltverträgliche Lösung mit dem besten Nutzwert bzw. mit der geringsten Emission einer ausgewählten Substanz). Kosten-Nutzwert-Verhältnisse machen nur dann rechnerisch Sinn, wenn der Nutzwert so definiert wird, dass im Sinn des o.a. Satzes von Debreu eine Messung der Belastungen auf einer Verhältnisskala möglich ist.

**Tabelle 4.1-4.** Intensitäten von individuellen Präferenzen.

Wähler 1	Wirtschaft	Technik	lokal Öko	global Öko	Akzeptanz
Wirtschaft	1	4	0,5	2	4
Technik	0,25	1	1	2	2
lokal Öko	2	1	1	4	4
global Öko	0,5	0,5	0,25	1	2
Akzeptanz	0,25	0,5	0,25	0,5	1

Der analytische hierarchische Prozess (AHP) generiert aus einem in ordinalen Klassenzuordnungen erhobenen Input einen quantitativen Output und ist daher trotz der formalen Ähnlichkeit kein Wahlverfahren mit einem Index. (Seine Prämissen werden in Brunner et. al., 2001 eingehend diskutiert)

Der Input von AHP sind (auf der Ebene einer Hierarchie) in Klassen eingeteilte Intensitäten der Zustimmung zu einem Vergleich: In Tabelle 4.1-4 hat Wähler 1 von Tabelle 1 in der direkten Befragung auf der Skala von 0 (gleich wichtig) bis 3 (sehr viel wichtiger) angegeben, dass Wirtschaft viel wichtiger (Klasse 2) als Technik ist. Interpretiert wird dies multiplikativ, dass Wirtschaft viermal ( $= 2^2$ ) so wichtig ist als Technik. Zu dieser Matrix wird der größte Eigenwert 5.39 berechnet (annähernd die Anzahl der Alternativen) und dazu der (auf die Summe 100 normierte und nach größten Resten gerundete) Eigenvektor (31, 17, 34, 11, 7), der im Sinn von AHP die Kriteriengewichte liefert (Für eine quadratische Matrix  $A$  ist  $x \neq 0$  ein Eigenvektor zum Eigenwert  $\lambda$ , wenn die Gleichung  $Ax = \lambda \cdot x$  gilt. In Excel erfolgt die Berechnung mit dem Solver oder über eine Verbindung (MathLink) zu Mathematica.). Lokale Ökologie trägt also 34% zum Bewertungsziel bei. Analog wird auf den unteren Ebenen eine Befragung durchgeführt (z.B. Schutzgüter im Bereich der lokalen Ökologie). Ihr Anteil zum Oberziel wird mit dessen Anteil zum Gesamtziel verrechnet und ergibt insgesamt die Gewichte der Einzelkriterien.

Das Verhältnis zwischen zwei Gewichten, etwa Wirtschaft: Technik = 31:17  $\approx 2$  wird als eine um Widersprüche bereinigte Auswertung der Befragung gedeutet. (Beispiele für inkonsistente Angaben sind lokale Öko. = 2  $\times$  Wirtschaft, Wirtschaft = 4  $\times$  Technik, aber lokale Öko. = 1  $\times$  Technik.) Bei konsistenten Antworten wäre der Eigenwert exakt 5 und das Verhältnis zwischen den Gewichten gleich den Eintragungen in der Matrix (Antworten einer Befragung sind konsistent, wenn die Vielfachheiten der Wichtigkeit sich multiplizieren: Ist  $x$  doppelt so wichtig wie  $y$  und  $y$  doppelt so wichtig, wie  $z$ , dann soll  $x$  viermal wichtiger als  $z$  sein. In diesem Fall ist der größte Eigenwert der Matrix der relativen Wichtigkeiten gleich der Anzahl  $n$  der verglichenen Alternativen, sonst größer). Die kleine Abweichung zu 5.39 deutet auf nur wenige inkonsistente Antworten hin: Unter 500 AHP-artigen Zufallsmatrizen haben mehr als 95% einen größeren Eigenwert (Für Grenzen auf der Basis von jeweils 500  $n \times n$ -Matrizen vgl. Saaty, T.L.: Fundamentals of Decision Making and Priority Theory. Pittsburgh 2000. Eine einheitliche Darstellung dieses Signifikanztests kann mit dem Konsistenzindex erfolgen: Ab  $n \geq 5$  ist die Grenze 0.1.), man wird also vermuten, dass der Fragebogen nicht zufällig ausgefüllt wurde. (Inkonsistenz im Sinn von AHP war bei Tabelle 1 einer der Ausschließungsgründe.) In der Regel berechnet man mit AHP Kriteriengewichte und setzt sie in ein anderes Bewertungsverfahren ein. (Eine Gewichtsermittlung in der SWW mit AHP und anschließendem Compromise Programming findet man z.B. bei Tzeng et. al., 2002) Man kann aber auch z.B. die aus Tabelle 3 berechneten Quoten in AHP einsetzen (Stimmverhältnisse als multiplikative Präferenzen) und erhält dann mit AHP einen Index: Das Ergebnis ist nahezu gleich mit dem von PROMETHEE II.

**Tabelle 4.1-5.** Normierte Gewichte nach AHP bei fünf Personen. (Nicht berücksichtigt wurden Studenten, die ihre Präferenz nicht in unterschiedlicher Weise gleich angeben konnten. Weiter sind Antworten eliminiert worden, bei denen die Anwendung von AHP nicht sachgerecht wäre, weil deren Eigenwerte  $> 4.24923$  zu groß sind. - Sie sind größer als die 6% kleinsten von 2000 Zufallsmatrizen der in der Befragung verwendeten Form und werden als zufällig abgelehnt.)

Wasser Ober	Grundwasser	Boden	Luft: Geruch
18,3	43,3	34,6	3,8
14,9	50,8	29,8	4,5
15,4	43,8	36,2	4,5
20	40	34	6
17,1	41,4	34,2	7,3

Wie sinnvoll ist es überhaupt, qualitative Daten in quantitative Information umzuwandeln? Zur Illustration wurde AHP angewandt, um aus einer Befragung über die relative qualitative Wichtigkeit der Schutzgüter Wertgewichte zu generieren. Die Schwankungsbreite bei den Wertgewichten von Tabelle 5 für 5 befragte Studenten (aus einer Gruppe von 31) liegt zwischen 19% (Boden) und 67% (Luft), obwohl die ordinalen Präferenzen identisch sind. Dieses Problem ist nicht auf AHP beschränkt, sondern tritt immer auf, wenn qualitative Daten in quantitative „umskaliert“ werden. (Zur Gewichtsermittlung sind unter den Methoden in Kap. 2 auch die Regeln von SMART in Projekten der SWW (zur Partizipation der Nutzer am Entscheidungsprozess) sowie Compromise Programming und verwandte Methoden vorgeschlagen worden. Vgl. Ashley et. al., 2002 und Shirhard et. al., 2003)

## 4.2. Theoretische Analyse

Bei der Bewertung von Bewertungsverfahren lautet ein naheliegendes Anliegen: Gleichartige Entscheidungen sollen sowohl nach dem herkömmlichen Modus als auch mit dem formalisierten Bewertungsverfahren dasselbe Ergebnis liefern. Dieses Anliegen führt zu einem rein empirischen Zugang, wo die unterschiedlichen Bewertungen gleichartiger Probleme eine verbundene Stichprobe definieren. Im ersten Schritt wird man bei diesem Zugang aus einem Set von bereits entschiedenen Problemen die Verfahren (betrachtete Kriterien, Gewichte) optimal an diese Daten anpassen (möglichst viele gleiche Empfehlungen). Im zweiten Schritt wird man mit einem davon unabhängigen Set von entschiedenen Problemen mit einem statistischen Test die Hypothese prüfen, ob die Abweichungen zwischen dem Verfahren und der herkömmlichen Bewertung bis auf zufällige Schwankungen tolerabel sind. Im Hinblick auf die vielfältigen Probleme der SWW kann man bei diesem Test nur wenig zufriedenstellende Resultate erwarten: So geht man in der Literatur von einer Erfolgsrate von etwa 60 bis 70% aus, die z.B. bei (im Nachhinein simulierten) Prognosen mit Hilfe von PROMETHEE erzielt wurden. (vgl. Olson, 2001) Da dies für Fragestellungen im rechtlichen Kontext zu gering ist, liefert die empirische Analyse alleine keine ausreichende Basis für die Entscheidung darüber, ob ein Verfahren anwendbar ist. Sie ist nicht im Angebot enthalten und wird daher nicht eigens besprochen.

Das oben formulierte Bewertungsanliegen hat insbesondere nicht die Frage angesprochen, ob eine Abweichung des formalisierten Verfahrens vom herkömmlichen Ergebnis nicht dadurch begründet ist, dass es die „bessere“ Entscheidung liefert. Das bei der Bewertung von Verfahren interessantere Anliegen lautet somit: Liefert das Verfahren die „richtige“ Entscheidung? Die Bewertung von Verfahren unter diesem Anliegen setzt voraus, dass bei jedem in der SWW üblichen Bewertungsproblem angegeben wird, wie es „richtig“ zu bewerten ist. Dieses ungleich schwierigere Problem sprengt den Rahmen einer Studie und wird daher in Kapitel 5 nur exemplarisch behandelt, indem die drei in der SWW typischen Aspekte der rechtlichen, ökonomischen und hydrobiologischen Bewertung analysiert werden: Welche typischen Bewertungsanliegen ergeben sich durch die Gesetzgebung, wie werden sie in andere, praktisch lösbare Fragestellungen umgewandelt?

Ergänzt wird diese inhaltliche Analyse durch eine theoretische Analyse der Charakteristika der Bewertungsverfahren. Sie basiert auf den in der Literatur für den Vergleich von Bewertungsverfahren ausgearbeiteten Axiomen und heuristischen Prinzipien. (vgl. Brunner und Starkl, 2003) Dabei werden einerseits die zusätzlichen Prämissen der Bewertungsverfahren identifiziert und mit den bei der Interpretation der Bewertungsanliegen notwendigen Prämissen verglichen.

1. Aufbauend auf der mathematischen Analyse werden aus den bereits dort beobachteten Eigenschaften allgemeine Axiome der Bewertung formuliert. Sie sind genau seine Prämissen und können als Teil der Bewertung des Verfahrens bei einem konkreten Problem auf ihre inhaltliche Bedeutung hin untersucht wird.
2. Umgekehrt legen sich die Entscheidungsträger mit der Formulierung des Bewertungsanliegens auf ein Set von Axiomen über den Vergleich von Alternativen fest und somit auf ein Modell der Entscheidungsfindung. Dies schränkt die zur Auswahl stehenden Verfahren ein. Wenn man die für ein Bewertungsanliegen typischen Axiome identifizieren kann, erhält man automatisch einen Kriterienkatalog für die bei einer Bewertung in Frage kommenden Verfahren.

### 4.2.1. Axiomatische Analyse der Verfahren

Bei der Frage, welche unter vorgegebenen Alternativen die beste ist, ist es anders als bei einer gewöhnlichen Extremwertaufgabe oft nicht klar, welche Funktion eigentlich optimiert werden soll. Im Allgemeinen erlaubt nämlich keine Einzige der Wahlmöglichkeiten das gleichzeitige Erreichen aller angestrebten Ziele, was naturgemäß zu Konflikten führt. Dieser Konflikt ist insbesondere dann zu lösen, wenn eine „optimale“ Alternative generiert werden soll. Jede Entscheidungsregel entspricht einer anderen Antwort darauf. Die Anwendung von formalisierten Entscheidungsregeln kann deshalb

das Problem der fehlenden (unbekannten) Zielfunktionen nicht unmittelbar lösen: Aus dem Zielkonflikt wird ein Methodenstreit über die Auswahl des „richtigen“ Verfahrens.

Wo ein Zielkonflikt ungelöst ist, wäre es utopisch, eine Lösung über eine Einigung beim Methodenstreit zu erhoffen, also eine Einigung über die angestrebten Axiome für ein Entscheidungsverfahren und die Konstruktion eines solchen Verfahrens. Denn die Gesamtheit der akzeptablen Axiome bildet kein konsistentes System: Es hängt auch von der Situation ab, welche Prämissen gelten sollen. Und die axiomatische Analyse von Bewertungsverfahren ist derzeit noch ein im Fluss befindliches Thema der Forschung. Selbst dort, wo die es Axiome zur Charakterisierung einer Klasse von Entscheidungsregeln gibt, sind sie nicht immer in einer Form, bei der auch einem Laien unmittelbar einsichtig ist, was sie bedeuten. (vgl. Brunner et. al., 2001) Somit kann beim derzeitigen Stand der Wissenschaft auch mit der theoretischen Prüfung keine eindeutige Empfehlung für, sondern lediglich eine solche gegen ein Verfahren abgegeben werden.

Allerdings wurden in der Wohlfahrtstheorie und im OR (Operational Research) Kriterien für Teilaspekte der Frage der Gültigkeit von Verfahren entwickelt, die hilfreich bei der Auswahl eines Verfahrens sein können. Einige für die SWW relevanten Axiome werden im Folgenden aufgezählt.

1. Neutralität: Die Reihenfolge, in der die Alternativen (sie entsprechen Kandidaten einer Wahl) berücksichtigt werden, soll die Entscheidung nicht beeinflussen. Eine externe Reihung der Alternativen (sei es als Vorgabe zur Auflösung von Patts oder als Reihenfolge für eine Erörterung und sukzessive Eliminierung der Alternativen) soll also in der SWW vermieden werden.
2. Vergleichbarkeit: Je zwei Alternativen sind von ihren Auswirkungen her vergleichbar, sind also entweder gleich gut oder eine besser ist als die andere. Falls eine Alternative nur dann als insgesamt besser beurteilt wird, wenn sie in allen Teilaspekten besser ist, wird man unvergleichbare Alternativen akzeptieren müssen. Wofür soll man sich dann entscheiden? Wird man wie Buridians Esel vor zwei Heubündeln verhungern, weil nicht klar ist, welches besser ist? (Die Parabel wird Johannes Buridians - 1300 bis 1358 - zugesprochen, wobei der Esel schon in der günstigen Situation verhungert, dass er weiß, dass beide Bündel gleich gut sind.) Oder soll man die Entscheidungsregeln mit Indizes verschärfen (vgl. die Verschärfung von ELECTRE durch PROMETHEE) und einen Vergleich erzwingen? Wo ethische Probleme noch offen sind, wird dann allerdings das Ergebnis der Diskussion vorweggenommen. In der SWW sollte deshalb vorher noch das Bewertungsanliegen genau analysiert werden.
3. Pareto Kriterium: Eine Alternative ist sicher dann besser als eine andere, wenn sie in mindestens einem Aspekt besser und in keinem schlechter ist. Was ethisch einsichtig erscheint, und deshalb in der SWW i.d.R. vorausgesetzt wird, kann aus ökologischer Sicht falsch sein: Weniger Staub bei sonst gleichen Emissionen ist zwar unter dem Aspekt der Luftreinheit gut, kann aber im Hinblick auf die Versauerung des Bodens schlecht sein, wenn sich die Pufferwirkung verringert. Gerade bei Verhandlungen könnte dieses Axiom ungeprüft akzeptiert werden und „negotiated nonsense“ produzieren. (vgl. Rijsberman and van de Ven, 2000).
4. Transitivität: Wenn x besser ist als y und y besser als z, dann ist auch x besser als z. Mit diesem Axiom, das in der SWW i.d.R. vorausgesetzt wird, können jedoch implizit Strategien zur Bewältigung von Unsicherheit vorausgesetzt sein: Beim Vergleich ungenauer Daten (Messfehler) wird z.B. die Relation „möglicherweise besser“ a priori ausgeschlossen, denn sie ist i.A. nicht transitiv. (Das ist ein klassisches Beispiel von Poincare, 1913)

Zusätzlich zu den Axiomen wird man folgende heuristische Prinzipien in Betracht ziehen (aus denen sich in Folge Axiome erschließen lassen, die aber nicht mehr unbedingt anschaulich evident sind).

5. Nachvollziehbarkeit: Neben der Bedingung, dass für die Bewertung klare (und in der SWW insbesondere möglichst benutzerfreundliche und praktikable) Regeln existieren, kann man dieses Anliegen auch strenger im Sinn des folgenden Axioms definieren: Die Bewertung basiert auf einem Vergleich, der sich über die untersuchten Alternativen hinaus auch auf alle hypothetischen Alternativen anwenden lässt (wie es bei den global definierten Indizes der Ökobilanzen der Fall ist). Dabei soll es insbesondere möglich sein, bei endlich vielen Alternativen eine oder mehrere als optimal zu identifizieren. Die allfällige Verletzung von

- Grenzwerten (bei der sämtliche geprüften Alternativen ausscheiden können) wird also ignoriert bzw. durch eine Vorauswahl ausgeschlossen.
6. Unabhängigkeit: Der Vergleich zwischen zwei Alternativen hängt nicht davon ab, welche Alternativen sonst noch verglichen werden. Das Bewertungsverfahren ist also an ein vorgegebenes Wertesystem gebunden und kann nicht durch die geschickte Konstruktion von ohnehin schlechten Scheinalternativen manipuliert werden (Rangumkehrung). Je nachdem, wie der Entscheidungsprozess modelliert wird, erhält man aus diesem Prinzip die Axiome, dass die Entscheidungsregel im obigen strengeren Sinn nachvollziehbar ist und die Vergleichsrelation transitiv. (vgl. Brunner et. al., 2001) In der SWW werden langfristige Konzepte dieses Axiom voraussetzen, weil ja eine Planung unter der Annahme wenig Sinn ergäbe, dass sich das zukünftige Wertesystem wesentlich und in eine unbekannte Richtung ändert. Das Prinzip kann jedoch im Konflikt zu allgemeinen Forderungen stehen, etwa der nach einer Beurteilung lediglich ökonomischer Aspekte: Nach dem „Gesetz von Angebot und Nachfrage“ wird ja ein Wert erst durch die anderen Objekte bestimmt.
  7. Substituierbarkeit: Verschlechterungen in einem Kriterium können durch anderwärtige Verbesserungen kompensiert werden. Konkrete Axiome reichen von der Forderung, dass ein Kriterium nicht völlig irrelevant ist bis zur Aufstellung eines starren Systems von Faktoren (Preisen) zum Berechnen von Trade-offs. Auch wenn mit diesen Annahmen hohe Ansprüche beim Nachweis der inhaltlichen Gültigkeit verbunden sind (siehe den entsprechenden Abschnitt zur Bewertung von Verfahren), so haben 50% der von der Projektgruppe befragten Entscheidungsträger aus der SWW eine Präferenz für derartige Axiome gezeigt. (Viele Indizes werden gerade deshalb definiert, um gemeinsame Verrechnungseinheiten zu definieren, z.B. für unterschiedliche Reinigungsleistungen - Entfernung von Kohlenstoffverbindungen, Nitrifikation, Entfernung von Stickstoff und Phosphorverbindungen - mit Sauerstoffverbrauchsäquivalenten - motiviert aus dem biologischen Sauerstoffbedarf bei der Gewässergüteklassifikation).
  8. Strukturelle Gültigkeit: Die Wertsynthese darf keine höheren Ansprüche stellen, als der vorhandenen Datenqualität entspricht. Naturgemäß ist diese Problematik schon lange ein Thema der Statistik, wo es um die Vermeidung von sinnlosen Berechnungen geht, etwa dem Durchschnitt von ordinalen Daten (auch von Rangzahlen, wenn der Bezug nicht richtig gewählt ist). Solche Berechnungen erfordern nämlich mehr Sachwissen, als vorhanden ist; konkret bei einem ökologischen Beispiel: Will man die Schädigung von Pflanzen durch die beiden Luftschadstoffe  $\text{NO}_2$  und  $\text{SO}_2$  ausrechnen, dann muss man wissen, ob beide Schadstoffe gleichzeitig einwirken oder etwa nacheinander und in welcher Reihenfolge – oder die Bewertungsaufgabe so formulieren, dass dieses Wissen nicht benötigt wird. Die Datenlage wird also bei der Wahl z.B. zwischen einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse oder einem Outranking Verfahren eine nicht unwesentliche Rolle spielen.
  9. Flexibilität: Sachlich gerechtfertigte Reihungen der Alternativen sollen auch durch die Wahl der Nebenbedingungen, Gewichte oder anderen Parametern des Verfahrens realisierbar sein. (Dies verhindert triviale kombinatorische Einschränkungen wie bei SWING: Bei  $k = 2$  Kriterien und  $n = 8$  Alternativen gibt es nicht genug Gewichtsverteilungen -nur  $10^{2k} = 10.000$ -, um alle  $n! = 40.320$  möglichen Reihungen der Alternativen zu generieren. -Bei 7 Alternativen reichen die Gewichte eventuell.) Viele Konflikte nach Entscheidungen lassen sich dadurch erklären, dass ein zu starres Bewertungsschema die Anwendung von gesetzeskonformen Einsichten von vornherein nicht zulässt. (Zu vorgegebenen Verfahren vgl. Bras-Klapwijk, 1998) Ein flexibles Verfahren lässt sich hingegen an die individuellen Wertvorstellungen der Entscheidungsträger anpassen. (Sie werden also im Idealfall angeben, welche Gewichte plausibel sind und so eine eindeutige Reihung definieren.) Dies erhöht jedoch die Anfälligkeit für Manipulationen, weil sachliche Überlegungen z.B. durch die Wahl von Wertgewichten überlagert werden können und an Aussagekraft verlieren. In der SWW sollten demnach die Freiräume der Bewertungsmethode nicht größer sein, als es im Hinblick auf ein Bewertungsanliegen notwendig ist.
  10. Inhaltliche Gültigkeit: Das Bewertungsverfahren soll zur Begründung einer Entscheidung dienen können. Die Prämissen müssen also gesetzeskonform sein, wobei in der SWW vor allem das WRG und FR eine Rolle spielen, die Bewerber müssen befugt sein, die mit den zusätzlichen Prämissen definierten Ziele zu verfolgen (z.B. Frage nach den

verfassungsmäßigen Zuständigkeiten der Behörde) und sie müssen die Prämissen auch selbst akzeptieren. Weiter sollen die dabei vorausgesetzten Vereinfachungen wissenschaftlicher Zusammenhänge (z.B. durch Toxizitätsfaktoren) berechtigt sein, also nicht in eklatantem Widerspruch zu den Beobachtungen stehen (und z.B. toxische Wirkungen verkennen). Insbesondere müssen die oben angeführten Axiome in dem Ausmaß gelten, in dem sie vom Bewertungsanliegen (theoretische Analyse) gefordert werden. Z.B. muss das Verfahren geeignet sein, eine Empfehlung auf der Basis der vorhandenen Daten zu geben (strukturelle Gültigkeit).

Untersucht man nun, welche Axiome die einzelnen Verfahren erfüllen, so kann bietet sich eine Einteilung nach Tabelle 4.2-1 an, wo aus der ersten Zeile abzulesen ist, bei welchen Verfahren mit ähnlichen typischen Problemen zu rechnen ist. Zusammengesetzte Verfahren (Grenzwerte kombiniert mit Ökobilanzen) behandeln wir nicht eigens, weil sich deren Eigenschaften aus den Komponenten erschließen lassen.

**Tabelle 4.2-1.** Axiomatischer Vergleich der Verfahren (Abkürzungen im Text).

	KVR, KNA, VAROPT, BPEO, URWARE	MAUT	NWA, AHP, PROMETHEE II, KWA	CP, RA	ELECTRE I	AV
transitiv + nachvollziehbar (Unabhängigkeit)	ja		nein			kein Vergleich (aber U: ja)
Vergleichbarkeit	globaler Index		ja	globaler Index	nein	kein Vergleich
Substitution	ja: starke Formen			eingeschränkt		nein
Inputdaten	quantitativ		auch qualitativ			
Flexibilität	nein: fixes Schema	ja: Gewichte	ja: Gewichte + Eichung	mäßig	ja: Veto + Gewichte	nein
Inhaltliche Gültigkeit	anerkannte Ziele (EU)	inhaltliche Gültigkeit hängt von konkreter Interpretation ab				Recht

In Spalte 2 bedeuten KVR Kostenvergleichsrechnung, KNA Kosten-Nutzenanalyse (ohne intangible Kriterien), BPEO steht auch für kritische Volumina. Aus mathematischer Sicht besteht kein Unterschied zwischen diesen Verfahren der Bewertung mit einem vorgegebenen globalen Index. MAUT in Spalte 3 verwendet einen globalen Index, der aber nicht vorgegeben ist. In Spalte 4 bedeuten NWA Nutzwertanalyse, CP Compromise Programming, KWA Kosten-Wirksamkeitsanalyse. Ihre Indizes erlauben eine Eichung der Zielerträge, sind also nicht global definiert. ELECTRE I konstruiert stattdessen nur eine allgemeine Relation. In Spalte 5 ist RA die ökologische Risikoanalyse, die zwar ein globaler Index ist, aber wenig Kompensationen zulässt. In Spalte 7 bedeutet AV absolutes Veto (Grenzwerte im Sinn der Belastungsbegrenzung).

Die Aussagen der Tabelle 1 zeichnen allerdings nur ein allgemeines Bild, weil man bei den einzelnen Verfahren durch Modifikationen und besondere Regeln der Implementierung einzelne der Axiome sicherstellen oder verletzen kann. Eine Prüfung auf die Axiome setzt nämlich voraus, dass das Bewertungsanliegen bereits so aufbereitet ist, dass eines der angeführten Bewertungsverfahren angewendet werden kann. Diese informelle Vorbereitung der Bewertung enthält bereits wesentliche Vorentscheidungen, die sich einer theoretischen Analyse entziehen. Als ein konkretes Beispiel sei an die Fragestellung des „sicheren Betriebs“ einer Abwasserreinigungsanlage erinnert, die sowohl als quantitatives ökonomisches als auch als qualitatives technisches Kriterium zu übersetzen ist.

Als praktische Umsetzung dieser theoretischen Sichtweise wird man Manipulationen bei der Verfahrenswahl durch den Vergleich der für die Bewertung angenommenen Prinzipien mit den beim angewendeten Bewertungsverfahren gültigen Axiomen aufdecken. Um allerdings Strategien zur Vermeidung von Manipulationen in der Praxis zu gewinnen, muss man im Hinblick auf die o.a. Aufbereitung das konkrete Problem berücksichtigen und die Art der befürchteten Beeinflussung, weshalb in dieser Studie keine generellen Ratschläge erteilt werden.

## **5. Bewertung der Bewertungsverfahren**

### ***5.1. Bewertung der rechtlichen Verträglichkeit<sup>1</sup>***

Wie siedlungswasserwirtschaftliche Planungen zu gestalten und Entscheidungen zu treffen sind, ist in einer ganzen Reihe von Rechtsvorschriften vorgegeben. Auf Grund der signifikant unterschiedlichen Zielsetzung wird zwischen umweltrechtlichen und förderungsrechtlichen Vorschriften unterschieden. Die umweltrechtlichen Bestimmungen legen fest, unter welchen Voraussetzungen (z.B. Einhaltung bestimmter Emissionsgrenzwerte) ein Projekt genehmigungsfähig ist, also errichtet und betrieben werden darf. Förderungsrechtliche Vorschriften verfolgen hingegen das Ziel einer, v.a. auch aus volkswirtschaftlicher Sicht, optimalen Entscheidung. Zur Erreichung dieses Ziels und als Voraussetzung für die Gewährung von Förderungsmitteln (des Bundes) dient die Durchführung einer Variantenuntersuchung.

Um Kriterien für die rechtliche Verträglichkeit von Variantenuntersuchungen und der dabei eingesetzten Bewertungsmethoden aufstellen zu können, hat Wimmer (2003) einen Überblick über die im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft relevanten Rechtsvorschriften gegeben und dabei analysiert, welche Vorgaben (oder zumindest „Freiräume“) jeweils für die Durchführung von Variantenuntersuchungen bestehen (Brunner et. al., 2001). Auf dieser Grundlage können Interpretationsfragen behandelt und konkrete Empfehlungen gegeben werden, wie die Anforderung der „rechtlichen Verträglichkeit“ in der Praxis umgesetzt werden kann: So sollen keine nach umweltrechtlichen Vorschriften nicht genehmigungsfähigen Lösungsmöglichkeiten verfolgt oder gar als optimale Lösung vorgeschlagen werden; die aus rechtlicher Sicht relevanten ökologischen und ökonomischen Auswirkungen der einzelnen Lösungsmöglichkeiten sind ausreichend zu erfassen und richtig zu behandeln; nur Bewertungsmethoden sollen verwendet werden, die eine Lösung als optimal ausweisen, die auch mit der rechtlichen Intention der zu erreichenden Optimalität übereinstimmt; und (als allgemeines rechtliches Prinzip) soll die Bewertung schlüssig und nachvollziehbar sein.

#### ***5.1.1. Förderungsrechtliche Rahmenbedingungen***

Der Bund hat im Zeitraum 1959 bis 1993 Maßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft im Rahmen des Wasserbautenförderungsgesetzes durch Gewährung kostengünstiger Darlehen aus Mitteln des Wasserwirtschaftsfonds gefördert. Dieses Förderungssystem war vor allem auf die Unterstützung der Ver- und Entsorgung der „Zentralräume“ abgestimmt. 1993 erfolgte durch das Umweltförderungsgesetz (UFG) eine Neustrukturierung der Bundesförderung für die SWW. Auf Basis des UFG werden vom Bund Förderungsmittel für Maßnahmen zur kommunalen und betrieblichen Abwasserentsorgung sowie zur kommunalen Wasserversorgung zur Verfügung gestellt. Die Förderung von Investitionen erfolgt im Wesentlichen in Form von Annuitäten- und Investitionszuschüssen bzw. seit 2001 von Finanzierungszuschüssen. Mit dem UFG wurde auch die Durchführung von Variantenuntersuchungen explizit vorgeschrieben, um eine Förderung erlangen zu können.

Die Zielsetzung des Umweltförderungsgesetzes besteht darin, durch Vergabe von Förderungsmitteln zu einer Stärkung des Umweltschutzes in allen wesentlichen Sektoren (Siedlungswasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Altlastensanierung, Luftreinhaltung, Klimaschutz, Lärmschutz) beizutragen (§ 1 Abs. 1 UFG). Im Speziellen soll im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft durch Förderung von Maßnahmen zur Wasserversorgung, Wasserversorgung und Abwasserentsorgung der Schutz des ober- und unterirdischen Wassers vor Verunreinigungen, die Versorgung der Bevölkerung mit hygienisch einwandfreiem Trinkwasser, die Sicherstellung eines sparsamen Verbrauches von Wasser, und die

---

<sup>1</sup> Redaktionelle Bearbeitung des Berichtes von Wimmer durch Brunner.

Verringerung der Umweltbelastungen für Gewässer, Luft und Böden sowie die Erhaltung des natürlichen Wasserhaushaltes erreicht bzw. gewährleistet werden (§ 16 UFG).

Eine Förderung von siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen ist nach dem UFG nur möglich, wenn die Förderungsrichtlinien und die Technischen Richtlinien beachtet werden (§ 3 Abs. 1 und § 13 UFG). Die „Förderungsrichtlinien 1999 in der Fassung 2001 für die kommunale Siedlungswasserwirtschaft“<sup>2</sup> detaillieren zunächst die Zielsetzungen des § 16 UFG.

Die Gewährung einer Förderung setzt u.a. voraus (§ 4 Abs. 1 der Förderungsrichtlinien), dass die ökologische Verträglichkeit sowie die volkswirtschaftliche und betriebswirtschaftliche Zweckmäßigkeit der Maßnahmen, i.d.R. mit einer Variantenuntersuchung oder Studie, belegt sind. Die Variantenuntersuchung ist für hydrologisch und hydrographisch abzugrenzende Gebiete auf Basis der Technischen Richtlinien durchzuführen (§ 6 Förderungsrichtlinien). Die für die Durchführung der Maßnahmen erforderliche wasserrechtliche Bewilligung muss bereits vorliegen.

In den „Technischen Richtlinien für die Siedlungswasserwirtschaft“<sup>3</sup> sind die technischen, ökologischen und ökonomischen Standards als Voraussetzung für die Inanspruchnahme von Förderungsmitteln festgelegt. Für die kommunale Siedlungswasserwirtschaft sowie für Einzelanlagen zur Wasserversorgung oder Abwasserentsorgung sind folgende Projektierungs-, Planungs- und Ausführungsgrundsätze festgelegt (Richtlinien, S. 5): Projektierung nach dem Stand der Technik<sup>4</sup>; einheitliche Annahmen beim Vergleich der möglichen Varianten; Aufzeigen und Begründen der unter Abwägung von ökologischen, volks- und betriebswirtschaftlichen Aspekten günstigsten Lösung, etc. Bei der Auswahl der möglichen Varianten ist die ökologische Verträglichkeit bezogen auf die folgenden Wirkungsbereiche zu betrachten: Gewässerbereich (Grundwasser, Oberflächengewässer, Gebietswasserhaushalt), Landlebensraum<sup>5</sup> (Boden, Bodenwasserhaushalt, Vegetation) und Luft<sup>6</sup>. Die volks- und betriebswirtschaftliche Betrachtung hat zumindest unter Heranziehung einer Kostenvergleichsrechnung nach der Barwertmethode unter Einbeziehung von Investitions-, Reinvestitions- und Betriebskosten zu erfolgen und die optimale Lösung - falls erforderlich zusätzlich durch eine Sensitivitätsanalyse - aufzuzeigen und zu begründen. Im Regelfall sind ein Betrachtungszeitraum von 50 Jahren und ein Realzinssatz von 3 % p.a. zugrunde zu legen. Die Belastung für den Endverbraucher ist mittels einer betriebswirtschaftlichen Rechnung unter Einbeziehung von Förderungs- und Finanzierungsaspekten zu ermitteln.

Eine Reihe von Bundesländern hat darüber hinaus eigene gesetzliche Bestimmungen zur Umweltförderung (vgl. z.B. § 7 Oö. Umweltschutzgesetz 1996, Nö. Wasserwirtschafts-Fondsgesetz). Details werden in eigenen Förderungsrichtlinien geregelt. Diese sehen zum Teil vor, dass zum Erlangen einer Landesförderung auch eine Variantenuntersuchung durchzuführen ist.<sup>7</sup>

### **5.1.2. Umweltrechtliche Rahmenbedingungen**

Ein rational handelnder Projektwerber wird allein schon aus ökonomischen Gründen danach trachten, die „rechtliche Verträglichkeit“ seiner Planungen und Entscheidungen zu beachten: Die letztendlich gefundene Lösung soll sicher genehmigungs- und ev. förderungsfähig sein. Eine Variante, welche die umweltrechtlichen Bedingungen nicht erfüllt, wird daher nicht weiter verfolgt werden. In den

<sup>2</sup> <http://www.lebensministerium.at/wasser/>

<sup>3</sup> Amtsblatt der Wiener Zeitung Nr. 113 am 17. Mai 1997; [www.lebensministerium.at/wasser/](http://www.lebensministerium.at/wasser/).

<sup>4</sup> Hievon abweichende Bemessungsgrundlagen oder andere Verfahren sind dann zulässig, wenn die gleiche Wirksamkeit unter Berücksichtigung einer zumindest gleichen Betriebssicherheit und Reserve nachgewiesen werden kann.

<sup>5</sup> Unter dem Begriff Landlebensraum sind die gewässernahen Bereiche sowie besonders schutzwürdige Gebiete zu verstehen.

<sup>6</sup> Beim Wirkungsbereich Luft sind vor allem die zu erwartenden Emissionen der Anlage (z.B. Geruch) und deren hygienische Auswirkungen zu berücksichtigen.

<sup>7</sup> Vgl. Punkt 5a der steiermärkischen Förderungsrichtlinien Abwasserentsorgung: „Die Förderung setzt den Nachweis voraus, dass die ökologisch, volks- und betriebswirtschaftlich zweckmäßigste Lösung zur Umsetzung gelangt. Ein derartiger Nachweis kann entfallen, wenn begründet dargestellt wird, dass ganz offensichtlich keine sinnvollen Alternativen ..... vorhanden sind .....“



Bereichen Abwasserentsorgung und Wasserversorgung waren die wasserrechtlichen Rahmenbedingungen vor der WRG-Novelle 2003 durch das WRG 1959 und die WRG Novelle 1990 bestimmt. Im Oktober 2000 wurde die Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik veröffentlicht, die nunmehr mit der WRG-Novelle 2003 (BGBl 82/2003) in nationales Recht umgesetzt wurde und wie in Wimmer (2003) beschrieben umfangreiche Änderungen gebracht hat.

Die Frage, wie in einem bestimmten Gebiet die Abwasserentsorgung konkret zu organisieren ist, wird durch planungsrechtliche Vorschriften (Abwasserentsorgungs- und Kanalgesetze) der Länder geregelt. Im einzelnen zu nennen sind im Burgenland das Kanalanschlussgesetz 1989, in Kärnten das Gemeindekanalisationsgesetz 1999, in Niederösterreich das Kanalgesetz 1977, die Bauordnung 1996 und das Wasserwirtschaftsfondsgesetz, in Oberösterreich das OÖ Abwasserentsorgungsgesetz 2001, in Salzburg das Bautechnikgesetz 1976, das Anliegerleistungsgesetz 1976 und das Benützungsgebührengesetz, in der Steiermark das Kanalgesetz 1988 und das Kanalabgabengesetz 1955, in Tirol das Kanalisationsgesetz 2000, in Vorarlberg das Kanalisationsgesetz und in Wien das Kanalanlagen und Einmündungsgebührengesetz sowie das Kanalaräumungs- und Kanalgebührengesetz. Von besonderem Interesse ist die Einteilung des Gemeindegebietes in Zonen, in denen eine bestimmte Form der Abwasserentsorgung herzustellen ist (etwa in OÖ durch Verordnung des Gemeinderats).

Darüber hinaus ist die Abwasserentsorgung auch der AAEV (allgemeine Abwasseremissionsverordnung) und zahlreichen Spartenverordnungen für verschiedenste Abwasser-Herkunftsbereiche unterworfen: Für die Sparte „kommunales Abwasser“ bestehen die Abwasseremissionsverordnungen für kommunales Abwasser. Immissionsseitig relevant sind auch die Verordnungen zur Festlegung der Wassergüte (vgl. auch das Donauschutzübereinkommen). Relevant sein können auch das UVP-G 2000, das Abfallwirtschaftsgesetz 2002, das Forstgesetz 1975 und das Luftreinhaltrecht (Immissionsschutzgesetz – Luft, Bundesluftreinhaltegesetz). Vom Landesrecht her zu beachten ist das Bodenschutzrecht, das Naturschutzrecht und die Elektrizitätswirtschafts- und Organisationsgesetze. Für die Wasserversorgung sind die Sanierungsmassnahmen der Grundwasserschwellenwertverordnung zu erwähnen.

### ***5.1.3. Umsetzung der Rechtsvorschriften***

Die rechtliche Analyse dient vor allem dazu, sich folgenden Fragen zu nähern: Wird eine Verpflichtung zur Durchführung einer Variantenuntersuchung festgelegt? Wenn nicht: Kann die Durchführung einer Variantenuntersuchung wenigstens einen wesentlichen Beitrag zur Entscheidungsfindung im jeweiligen Verwaltungsverfahren liefern? Welches Bewertungsanliegen für eine Variantenuntersuchung wird vorgegeben? Bekanntlich korrespondieren mit bestimmten (Typen von) Bewertungsanliegen auch bestimmte Methoden (Bewertungsregeln, Bewertungsmethoden) des Variantenvergleichs. Was sind die gesetzlichen Randbedingungen für Variantenuntersuchungen? Unter rechtlichen Randbedingungen werden hier Festlegungen und Anordnungen in Rechtsvorschriften verstanden, die in strikter Form (z.B. als Grenzwerte, die nicht überschritten werden dürfen) über die Zulässigkeit eines Vorhabens bestimmen. Welchen inhaltlichen Untersuchungsrahmen geben die einzelnen Rechtsvorschriften für Variantenuntersuchungen vor? Welche Auswirkungen auf andere Rechtsbereiche gibt es? Wenn man sich mit der Frage der „rechtlichen Verträglichkeit“ eines Planungs- und Entscheidungsprozesses auseinandersetzen möchte, dann muss man sich damit befassen, wie man die einzelnen Vorschriften „richtig“ umsetzt und anwendet. Dies wird für den Bereich der SWW bei Wimmer (2003) näher behandelt.

Entsprechend den unterschiedlichen Regelungsebenen wird sich der Projektwerber zuerst mit den planungsrechtlichen Voraussetzungen (z.B. Schutzgebiete für Wasserversorgungsanlagen), den einschlägigen Genehmigungsvorbehalten (behördliche Bewilligungen) und den sonstigen Rahmenbedingungen (z.B. bodenschutzrechtliche Regelungen über die Form der Klärschlammbehandlung) auseinander setzen. Je nach Rechtsmaterie kommen unterschiedliche Entscheidungsprinzipien zum Tragen: Begrenzung der Emissionen; Anwendung von Effizienzkriterien; Begrenzung der (Immissionen und) Auswirkungen; Minimierung von Belastungen;

Ausgleich von Belastungen; Abwägung unterschiedlicher Interessen; ökonomische Optimierung; integrierte Optimierung.

Die unterschiedlichen Regelungen stellen auch auf spezifische Schutzgüter und Wirkungskategorien ab und bestimmen so den inhaltlichen Untersuchungsrahmen des Ermittlungsverfahrens in den jeweiligen Behördenverfahren bzw. auch einer nach förderungsrechtlichen Vorschriften durchgeführten Variantenuntersuchung. Der Fokus liegt bei den dem Vorhaben direkt zuordenbaren Umweltauswirkungen, die klassifiziert werden als Unverträglichkeit (oder als Gegensatz zu „ökologische Verträglichkeit“ in den Technischen Richtlinien), Schädigung, Belastung bzw. Immissionsbelastung, Beeinträchtigung („wesentliche Beeinträchtigung des ökologischen Zustandes der Gewässer“ im WRG 1959), Gefährdung („Gefährdung der notwendigen Wasserversorgung“ im WRG 1959) oder Belästigung. Die Anwendung der Vorschriften erfolgt dann sukzessive in einem Schritt der Rechtsauslegung (die schon oft auf Verordnungsebene durch konkrete Grenzwerte vorgegeben ist), einem Schritt der Sachverhaltsermittlung (z.B. der prognostizierten Emissionen und Immissionen) und einem Schritt der Subsumption (Anwendung des Ergebnisses der Rechtsinterpretation auf den ermittelten Sachverhalt). Für jeden dieser drei Schritte und für den Prozess insgesamt kann man Kriterien der „rechtlichen Verträglichkeit“ formulieren, wobei hier auf die entsprechende Arbeit von Brunner et al. (2001) verwiesen wird.

#### **5.1.4. *Praktische Durchführung von Variantenuntersuchungen***

Der Anspruch, dass eine Variantenuntersuchung im Rahmen siedlungswasserwirtschaftlicher Planungen auf eine „rechtliche verträgliche“ Weise durchgeführt werden soll (und damit auch die dabei eingesetzten Bewertungsmethoden diese Bedingung erfüllen sollen), führt zu folgenden Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis:

- Wenn man die (wohl offensichtlich sinnvolle) Forderung berücksichtigt, dass eine Variantenuntersuchungen nur Lösungen vorschlagen soll, die auch realisierbar sind, dann wird der Entscheidungsspielraum der Variantenuntersuchung durch die Gesamtheit der in den anzuwendenden Rechtsvorschriften vorgegebenen Genehmigungsvoraussetzungen bestimmt. Damit sollte – um unnötigen Aufwand zu vermeiden – bei einer Variantenuntersuchung so früh wie möglich eine Prüfung der Einhaltung der in Betracht kommenden Genehmigungsvoraussetzungen vorgenommen werden.
- Probleme bereitet in diesem Zusammenhang, dass die Genehmigungsvoraussetzungen selbst höchst unterschiedlicher Natur sind und teilweise nur schwer einschätzbare Entscheidungsspielräume zulassen. Zu den (aus grundsätzlicher Betrachtung) noch vergleichsweise einfach prüfbareren Genehmigungsvoraussetzungen zählen Anforderungen nach dem Prinzip der Emissions- und Auswirkungsbegrenzung, also v.a. die in den Rechtsvorschriften verankerten „Umweltverträglichkeitsbestimmungen“. Bei der Prüfung solcher Anforderungen kann man in der Praxis in den meisten Fällen auf festgelegte Emissions- und Immissionsgrenzwerte, technische Regelwerke und Beurteilungsschemata in Richtlinien, Normen, etc. zurückgreifen.
- Weil bei vielen siedlungswasserwirtschaftlichen Vorhaben mit vergleichsweise geringem Aufwand abgeschätzt werden kann, ob solche rechtliche „Umweltverträglichkeitsbestimmungen“ überhaupt berührt sein können, brauchen im Zuge einer Variantenuntersuchungen auch nicht alle, sondern nur die voraussichtlich relevanten Genehmigungsvoraussetzungen überprüft werden.
- Hinsichtlich der schwieriger prüfbareren Genehmigungsvoraussetzungen (z.B. Interessensabwägungsbestimmungen in den naturschutzrechtlichen Vorschriften) ist in der Praxis die Variantenuntersuchung oft weiter vereinfacht worden, indem sie z.B. Standorte bzw. Trassen ausgeschlossen hat, die wegen Berührung schutzwürdiger Biotope zu wesentlichen Konflikte mit den Naturschutzinteressen geführt hätten.
- Die bis hier beschriebene Vorgangsweise entspricht in methodischer Hinsicht dem in den Technischen Richtlinien zum Umweltförderungsgesetz ersichtlichen Zugang bei der Auswahl der in Frage kommenden Lösungsvarianten (... ist die ökologische Verträglichkeit ... zu

betrachten). Zu beachten ist, dass die Technischen Richtlinien im Einzelfall die Aufstellung weiterer Verträglichkeitskriterien (etwa den Gebietswasserhaushalt und den Bodenwasserhaushalt) erfordern.

- Die geltenden Technischen Richtlinien lassen letztlich offen, ob sie das Optimierungsprinzip „Wahl der kostengünstigsten unter den ökologisch verträglichen Varianten“ festschreiben wollten oder den komplexeren Optimierungsanspruch einer „Wahl der aus ökologischen, volks- und betriebswirtschaftlichen Aspekten insgesamt günstigsten Lösung“ verfolgen. Hier wäre eine Klarstellung höchst wünschenswert.
- Festzuhalten ist in diesem Zusammenhang, dass in methodischer Hinsicht der Anspruch einer „Wahl der kostengünstigsten unter den ökologisch verträglichen Varianten“ bei weitem einfacher und unproblematischer umzusetzen ist, als der genannte integrierte Optimierungsanspruch. Aus dem Gesichtspunkt der „rechtlichen Verträglichkeit“ muss nicht unbedingt der weitergehendere auch der bessere Optimierungsanspruch sein, da er auch mehr und problematischere Annahmen erforderlich macht.
- Während bei Variantenuntersuchungen für konkrete siedlungswasserwirtschaftliche Projekte aus einer Analyse der in Betracht kommenden Rechtsvorschriften der Rahmen und die Randbedingungen einer Variantenuntersuchung recht präzise abgesteckt und auch wichtige Hinweise zur Methodenwahl gewonnen werden können, können für Variantenuntersuchungen im Rahmen von übergeordneten Plänen und Programmen nur allgemeine Hinweise gewonnen werden. Zum Beispiel die im Kontext der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie geschaffenen wasserrechtlichen Bestimmungen gestatten die einigermaßen präzise Festlegung des Untersuchungsrahmens, gestatten aber kaum Hinweise zur Gestaltung der Untersuchung selbst und den dabei anzuwendenden Bewertungsmethoden.

## 5.2. Bewertung aus ökologischer Sicht

### 5.2.1. Einleitung und Ziel

Die Ökologie ist die Lehre von den Beziehungen der Lebewesen zur Umwelt. Der Begriff Umwelt umfasst die Bereiche Wasser, Boden, Luft, Landschaft, Klima, Sach- und Kulturgüter (vgl. UVP-Gesetz).

Siedlungswasserwirtschaftliche Anlagen können verschiedenste Umweltauswirkungen haben. In der heutigen Praxis werden nur die lokalen Umweltauswirkungen und hier v.a. die Auswirkungen auf die Gewässer berücksichtigt (vgl. Kap. 3). Demgegenüber stehen aber auch globale Umweltauswirkungen, die einerseits durch die Produktion der verwendeten Materialien, andererseits durch die Emissionen aus dem Betrieb der Anlagen, verursacht werden. Dazu zählen i.d.R. die Emission von Treibhausgasen und Gasen die die Ozonschicht angreifen sowie der Verbrauch endlicher Ressourcen. Die Frage inwieweit diese durch die SWW bedingten Auswirkungen im Vergleich zu den gesamten anthropogenen Auswirkungen relevant sind, hängt naturgemäß von der Definition des Begriffes „relevante Auswirkung“ ab. Im Rahmen des schwedischen Forschungsprogrammes Urban Water wurden jene quantifizierbaren Umweltauswirkungen (Emissionen, Verbrauch) als relevant erachtet, die zumindest (durchschnittlich) mehr als 10% der gesamten anthropogenen Auswirkungen in Schweden ausmachen. Dazu zählen Eutrophizierung, die Verbreitung von Schadstoffen (Schwermetalle, Mikroschadstoffe) in Wasser und Boden sowie der Verbrauch von natürlichen Ressourcen (v.a. P). Im Hinblick auf den Beitrag zu Klimaschutzziele können aber schon sehr viel kleinere Auswirkungen eine hohe Bedeutung haben.

Es ist nicht Ziel der gegenständlichen Studie einen neuen ökologischen Kriterienkatalog zu erstellen, sondern, in Abstimmung mit der bisherigen Praxis und den umweltrechtlichen Anforderungen, Möglichkeiten aufzuzeigen, um eine ökologische Bewertung von technischen Varianten durchzuführen. Die gegenständliche Studie orientiert sich daher an den Vorgaben der Technischen Richtlinien (1997) sowie einschlägiger Publikationen der Länder.

Wie in Kap. 5.1 dargestellt, wird in den Technischen Richtlinien (1997) auf folgende ökologische Kriterien hingewiesen die im Rahmen einer Variantenuntersuchung zu berücksichtigen sind:

#### **Ökologische Kriterien:**

Bei der Auswahl der möglichen Varianten ist die ökologische Verträglichkeit bezogen auf die folgenden Wirkungsbereiche zu betrachten:

- Gewässerbereich (aquatischer Bereich): - Grundwasser  
- Oberflächengewässer  
- Gebietswasserhaushalt
- Landlebensraum (terrestrischer Bereich): - Boden  
- Bodenwasserhaushalt  
- Vegetation
- Luft

Unter dem Begriff Landlebensraum sind die gewässernahen Bereiche sowie besonders schutzwürdige Gebiete zu verstehen.

Beim Wirkungsbereich Luft sind vor allem die zu erwartenden Emissionen der Anlage (z.B. Geruch) und deren hygienische Auswirkungen zu berücksichtigen.

Die Bewertung der ökologischen Verträglichkeit erfolgt im Stadium der Variantenuntersuchung i.d.R. nach dem Grenzwertprinzip, d.h. die Emissionsverordnung und in Einzelfällen auch der Entwurf der Immissionsverordnung müssen eingehalten werden. Eine Bewertung von weitergehenden ökologischen Kriterien wird erst im Rahmen des Bewilligungsverfahrens (der ausgewählten Variante) durch die Sachverständigen vorgenommen (vgl. Kap. 3).

Die zentralen Auswirkungen von siedlungswasserwirtschaftlichen Auswirkungen die nicht durch Grenzwerte geregelt sind beziehen sich im Abwasserbereich i.d.R. auf die Gewässerökologie. Gerade

durch die Umsetzung der EU WRRL ergeben sich hier auch neue Anforderungen an die SWW. Deswegen wird dieser Bereich im Folgenden im Detail analysiert sowie ergeben sich daraus auch wichtige Folgerungen für die Anwendung von Bewertungsverfahren zur Wertsynthese. Im Anschluss an die Darstellung der gewässerökologischen Auswirkungen und deren Prognose wird auch kurz auf die anderen ökologischen Kriterien eingegangen.

### 5.2.2. *Gewässerökologie (Aquatischer Bereich Oberflächenwasser)*

Im Folgenden erfolgt eine Zusammenstellung ökologischer Kriterien für die Beurteilung von Varianten in der Siedlungswasserwirtschaft im Hinblick auf die relevanten Gesetze und Richtlinien für den Fachbereich Gewässerökologie. Ziel dieses Kapitels ist darzustellen, welche neue Anforderungen aufgrund der Änderung der gesetzlichen Grundlagen (Umsetzung der WRRL) an die SWW diesbezüglich gestellt werden und von welchen Parametern eine Bewertung entsprechend dieser Vorgaben abhängt, um Rückschlüsse für die in Kapitel 2 ausgewählten Bewertungsverfahren ziehen zu können. (In diesem Zusammenhang eventuell erforderliche methodische Vorgaben zur Ermittlung gewässerökologischer Auswirkungen von Varianten zu entwickeln, ist nicht Gegenstand dieser Studie. Dies wäre ohne Abstimmung mit den beteiligten Gremien und Fachbereichen auch nicht möglich.)

Auf Basis einer „Ökologischen Wirkungsanalyse“ werden Möglichkeiten zur Abschätzung der Auswirkungen auf die Gewässerökologie aufgezeigt. Dazu wird von der geplanten Emission gereinigter Abwässer der Vorhabensvarianten sowie der Vorbelastung und Leistungsfähigkeit des Vorfluters/der Vorfluter ausgegangen.

Die Bewertung der ökologischen Verträglichkeit erfolgte bislang (siehe Kap. 2) in der Regel nach dem Grenzwertprinzip, d.h. die Emissionsverordnung und in Einzelfällen auch der Entwurf der Immissionsverordnung müssen eingehalten werden. Eine Bewertung von weitergehenden ökologischen Kriterien wird erst im Rahmen des Bewilligungsverfahrens (der ausgewählten Variante) durch die Sachverständigen vorgenommen.

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wird eine verpflichtende Immissionsbetrachtung spätestens im Bewilligungsverfahren mit sich bringen. Die Forderung nach einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Gewässer impliziert eine „Optimierung“ der Varianten auch aus ökologischer Sicht. Überlegungen dazu werden mittelfristig auch im Rahmen der Erstellung von Maßnahmenprogrammen zur Umsetzung der Flussgebietsbewirtschaftungspläne anzustellen sein.

Zentrales Ziel der Wasserrahmenrichtlinie ist die Vermeidung einer Verschlechterung des Zustandes der Gewässer (Flussgebietseinheiten) beziehungsweise das Erreichen eines zumindest guten chemischen und ökologischen Zustandes. Bewertungskriterien werden zum Teil durch die Wasserrahmenrichtlinie vorgegeben und in verschiedenen Grundlagenarbeiten zur Umsetzung in Österreich näher definiert.

#### 5.2.2.1. *Umweltqualitätsziele der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60 EC) und des Wasserrechtsgesetzes i. d. F. BGBl. I 82/2003 (Novelle zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie)*

Mit Novellierung des Wasserrechtsgesetzes wird per 22.12.2003 die EU-Wasserrahmenrichtlinie in Österreich umgesetzt. Diese Novelle bringt folgende Änderungen der Bestimmungen betreffend die einschlägigen Umweltqualitätsziele (Dritter Abschnitt: Von der nachhaltigen Bewirtschaftung, insbesondere vom Schutz und der Reinhaltung der Gewässer):

§ 30. (1) Alle Gewässer einschließlich des Grundwassers sind im Rahmen des öffentlichen Interesses und nach Maßgabe der folgenden Bestimmungen so reinzuhalten und zu schützen,

1. dass die Gesundheit von Mensch und Tier nicht gefährdet werden kann,
2. dass Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes und sonstige fühlbare Schädigungen vermieden werden können,
3. dass eine weitere Verschlechterung vermieden sowie der Zustand der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf ihren Wasserhaushalt geschützt und verbessert werden,
4. dass eine nachhaltige Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen gefördert wird,

5. dass eine Verbesserung der aquatischen Umwelt, ua. durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von besonders gefährlichen Schadstoffen gewährleistet wird.

.....

- (3)
1. Unter Reinhaltung der Gewässer wird in diesem Bundesgesetze die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Wassers in physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht (Wassergüte), unter Verschmutzung jede Beeinträchtigung dieser Beschaffenheit und jede Minderung des Selbstreinigungsvermögens verstanden.
  2. Unter Schutz der Gewässer werden in diesem Bundesgesetz die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit von Oberflächengewässern einschließlich ihrer hydro-morphologischen Eigenschaften und der für den ökologischen Zustand maßgeblichen Uferbereiche sowie der Schutz des Grundwassers verstanden.
  3. Verschmutzung ist die durch menschliche Tätigkeiten direkt oder indirekt bewirkte Freisetzung von Stoffen oder Wärme in Wasser, die der menschlichen Gesundheit oder der Qualität der aquatischen Ökosysteme oder der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme schaden können oder eine Beeinträchtigung oder Störung des Erholungswertes und anderer legitimer Nutzungen der Umwelt mit sich bringen.

#### Umweltziele für Oberflächengewässer

§ 30a. (1) Oberflächengewässer einschließlich erheblich veränderter und künstlicher Gewässer (§ 30b) sind derart zu schützen, zu verbessern und zu sanieren, dass eine Verschlechterung des jeweiligen Zustandes verhindert – und unbeschadet der §§ 30e, 30f und 104a - bis spätestens 22.12.2015 der Zielzustand erreicht wird. Der Zielzustand in einem Oberflächengewässer ist dann erreicht, wenn sich der Oberflächenwasserkörper zumindest in einem guten ökologischen und einem guten chemischen Zustand befindet. Der Zielzustand in einem erheblich veränderten oder künstlichen Gewässer ist dann erreicht, wenn sich der Oberflächenwasserkörper zumindest in einem guten ökologischen Potential und einem guten chemischen Zustand befindet.

(2) Der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft hat durch Verordnung die gemäß Abs. 1 zu erreichenden Zielzustände sowie die im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgeblichen Zustände für Oberflächengewässer (Abs. 3) mittels charakteristischer Eigenschaften sowie Grenz- oder Richtwerten näher zu bezeichnen.

Er hat dabei insbesondere:

1. den guten ökologischen Zustand, das gute ökologische Potential sowie die jeweiligen Referenzzustände auf der Grundlage des Anhangs D sowie der Ergebnisse des Interkalibrationsverfahrens festzulegen;
2. den guten chemischen Zustand sowie die chemischen Komponenten des guten ökologischen Zustandes für synthetische und nicht-synthetische Schadstoffe in Form von Umweltqualitätsnormen auf der Grundlage des Anhangs E festzulegen;
3. im Hinblick auf die Abweichungsanalyse (§ 55d) die Kriterien, insbesondere für die Ermittlung und Beurteilung der Messergebnisse für das Entsprechungsregime sowie für eine stufenweise Ausweisung, unter anderem unter Berücksichtigung der natürlichen Bedingungen von Oberflächenwasserkörpern vorzugeben.

Dabei ist eine Differenzierung insbesondere nach Gewässertypen oder nach der Charakteristik der Einzugsgebiete im gebotenen Ausmaß zu treffen. Bei der Festlegung der Umweltziele sind einheitliche Vorgaben für die Probenahme, die statistische Datenauswertung, Auswertungsmethoden und für Mindestanforderungen an die analytisch-chemischen Analyseverfahren zu treffen;

- (3)
1. Oberflächengewässer sind alle an der Erdoberfläche stehenden und fließenden Gewässer.
  2. Ein Oberflächenwasserkörper ist ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers.
  3. Der Zustand des Oberflächengewässers ist die allgemeine Bezeichnung für den Zustand eines Oberflächenwasserkörpers auf der Grundlage des jeweils schlechteren Wertes für den ökologischen und den chemischen Zustand.

4. Der ökologische Zustand ist die Qualität von Struktur und Funktionsfähigkeit aquatischer, in Verbindung mit Oberflächengewässern stehender Ökosysteme (Gewässer, samt der für den ökologischen Zustand maßgeblichen Uferbereiche) gemäß einer auf Anhang D basierenden Verordnung (Abs. 2 Z 1).
5. Das ökologische Potential ist der ökologische Zustand eines künstlichen oder erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpers, der den Kriterien einer auf Anhang D basierenden Verordnung entspricht.
6. Schadstoff ist jeder Stoff, der zu einer Verschmutzung der Gewässer führen kann, insbesondere Stoffe des Anhanges F Abschnitt I.
7. Gefährliche Stoffe sind Stoffe oder Gruppen von Stoffen, die toxisch, persistent und bioakkumulierbar sind und sonstige Stoffe und Gruppen von Stoffen, die in ähnlichem Maße Anlass zu Besorgnis geben.
8. Prioritäre Stoffe sind Stoffe des Anhanges F Abschnitt II,.
9. Prioritär gefährliche Stoffe sind Stoffe des Anhanges F Abschnitt III,

...

Kombinierter Ansatz für Punktquellen und diffuse Quellen

§ 30j. (1) Entsprechend dem kombinierten Ansatz sind

1. Emissionen aus Punktquellen, insbesondere aus Abwasserreinigungsanlagen, in Gewässer auf der Grundlage des Standes der Technik (§ 12a) zu begrenzen,
2. diffuse Auswirkungen so zu begrenzen, dass sie gegebenenfalls die beste verfügbare Umweltpaxis einschließen.

Die „ökologische Funktionsfähigkeit“ im Sinne des WRG 1990-2002 wird somit durch den umfassenderen Begriff des „ökologischen Zustandes“ im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie ersetzt. Entsprechend § 105 (1) des WRG 2003 kann, im öffentlichen Interesse, ein Antrag auf Bewilligung eines Vorhabens insbesondere dann als unzulässig angesehen werden oder nur unter entsprechenden Auflagen und Nebenbestimmungen bewilligt werden, wenn...

e) die Beschaffenheit des Wassers nachteilig beeinflusst würde.

m) eine wesentliche Beeinträchtigung des ökologischen Zustandes der Gewässer zu besorgen ist.

Für den ökologischen Zustand eines Gewässers sind die hydromorphologischen, chemisch-physikalischen und biologischen Komponenten wesentlich. Einzig relevante Kenngröße um Wechsel- und Summationswirkungen zu erfassen ist die Biozönose. Besondere Bedeutung für die ökologische Bewertung kommt daher den biologischen Komponenten zu (Koller-Kreimel 2003).

Die Bewertung erfolgt auf Basis einer fünf-stufigen Skala (Tabelle 5.2.1). Zur Unterstützung und Darstellung der kausalen Wirkungszusammenhänge sind hydro-morphologische und chemisch-physikalische Kenngrößen heranzuziehen.

Tabelle 5.2-1: Fünfstufiges Schema der ökologischen Zustandsklassen

Klasse	Bewertung des ökologischen Zustandes	Abweichung von typspezifischer Referenzbedingung	Komponenten
1	sehr gut	minimal	hydromorphologisch, chemisch-physikalisch, biologisch
2	gut	gering	chemisch-physikalisch, biologisch
3	mäßig	mäßig	biologisch
4	unbefriedigend	stark	biologisch
5	schlecht	sehr stark	biologisch

Der Referenzzustand eines Gewässertyps charakterisiert jene Verhältnisse, die nur sehr geringfügig (minimal) durch menschliche Aktivitäten verändert sind. Er stellt die Bezugsbasis für die ökologische Bewertung dar.

Das Klassifizierungssystem sieht vor, dass für die Beschreibung des sehr guten ökologischen Zustandes neben den biologischen auch die hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Parameter zu definieren sind. Der gute Zustand wird durch die biologischen und chemisch-physikalischen charakterisiert. Die Einstufung des Oberflächengewässers in einen mäßigen, unbefriedigenden oder schlechten Zustand erfolgt ausschließlich durch die Ausprägung der biologischen Komponenten (Koller-Kreimel 2003).

#### 5.2.2.2. Bewertungskriterien (Oberflächengewässer)

Der Zustand des/der Gewässer ist anhand

der **Abweichung vom Referenzzustand** sowie  
der **Einhaltung von Umweltqualitätsnormen** zu bewerten.

Ausgehend von einer nach dem Stand der Technik begrenzten **Emission** sowie einer Abschätzung der verbleibenden diffusen Einträge in das/die Oberflächengewässer ist für die einzelnen Vorhabensvarianten eine **Immissionsprognose** zu erstellen.

Diese hat Art und Höhe der Stoffkonzentrationen in räumlicher und zeitlicher Hinsicht zu umfassen. Voraussetzung dafür ist eine entsprechende Kenntnis des **Istzustandes** in hydro-morphologischer, chemisch-physikalischer und biologischer Hinsicht.

##### 5.2.2.2.1. Bewertungskriterien Emission

###### Stand der Technik

Der Stand der Technik wird durch die Allgemeine Abwasser Emissions Verordnung (AAEV) sowie branchenspezifische Emissionsverordnungen festgeschrieben. Vorbehaltlich einer Fortschreibung des Standes der Technik im Zuge der Umsetzung der WRRL sind die dort angeführten Werte als Umweltqualitätsnormen (UQN) heranzuziehen.

##### 5.2.2.2.2. Bewertungskriterien Immission

###### 5.2.2.2.2.1. Hydro-morphologische Komponenten

Hydrologie und Morphologie des Fließgewässers werden durch die Einleitung der Kläranlagenabwässer in der Regel (Ausnahme: die Abflussfracht des Kläranlagenablaufes ist bezüglich des Abflusses des Vorfluters erheblich) nicht direkt beeinflusst. Hydrologische und morphologische Komponenten stellen jedoch für die

- Formulierung des Referenzzustandes als Basis der Istzustandsbewertung
- Prognose der chemisch-physikalischen Immissionssituation
- Abschätzung der Auswirkungen auf die biologischen Komponenten

eine wesentliche Basis der Auswirkungsprognose dar.

Die relevanten hydrologischen Komponenten umfassen für Fließgewässer:

Einzugsgebietsgröße

Niederschläge: Jahresmittel, Starkregenhäufigkeit

Abflussverhältnisse: hydrographische Kennzahlen, Dauerlinie, Abflussregime

Bestehende Veränderungen gegenüber dem natürlichen Referenzzustand



und für stehende Gewässer:

- Einzugsgebietsgröße
- Niederschläge: Jahresmenge auf das Gewässer und das Einzugsgebiet
- Mittlerer oberirdischer Abfluss
- Mittlerer oberirdischer Zufluss
- Theoretische Wassererneuerung
- Wasserstandskennzahlen: MW, MNW, NNW, HW, Monatmittelwasserstände, Dauerlinie
- Bestehende Veränderungen gegenüber dem natürlichen Referenzzustand

Für die Erhebung dieser Daten stehen verschiedene Quellen zur Verfügung: hydrographischer Dienst, Wasserbuch, Verzeichnis der Abflussregimetypen (Mader et. al. 1996)

Die relevanten morphologischen Komponenten umfassen für Fließgewässer:

- Flussordnungszahl
- Seehöhe
- Laufentwicklung
- Durchgängigkeit (longitudinal, lateral)
- Sohlgefälle
- Mittlere Gewässerbreite (Mittelwasseranschlagslinie)
- Sohlsubstrat
- Struktur der Uferzone
- Bestehende Veränderungen gegenüber dem natürlichen Referenzzustand

und für stehende Gewässer:

- größte Tiefe
- Seehöhe
- Gewässeroberfläche
- Gewässervolumen
- Größte Länge
- Größte Breite
- Mittlere Tiefe
- Länge Uferlinie
- Uferausbildung
- Durchgängigkeit (Zufluss, Abfluss, Überflutungsflächen)
- Bestehende Veränderungen gegenüber dem natürlichen Referenzzustand

Für die Erhebung dieser Daten stehen wiederum verschiedene Quellen zur Verfügung: Katalog der Flussordnungszahlen (Wimmer & Moog 1994), Ausweisung naturnahe Fließgewässerstrecken (Muhar et. al. 1993, 1996, 1998), ökomorphologische Kartierungen der Länder, Vor-Ort Erhebungen; künftig auch das Register signifikanter Belastungen, das vom BMLFUW zu erstellen ist (zu den Kriterien der signifikanten Belastung (flussbauliche Maßnahmen, Kontinuumsunterbrechungen) siehe Stalzer (2003)).

Die Abflussverhältnisse des Vorfluters stellen ein wesentliches Kriterium für die Wirkungsprognose dar. Zu beachten ist, dass die Abflussverhältnisse im Jahresgang betrachtet werden müssen um auch saisonal verstärkt auftretende mögliche Spitzenbelastungen zu erfassen (worst-case). Aufrechte Wassernutzungsrechte (gemäß Wasserbuch) sind in die Darstellung der hydrologischen Ist-Situation mit einzubeziehen (Wasserentnahmen, Ausleitungsstrecken).

Die Flussmorphologie ist vor allem hinsichtlich eventueller Verminderung des Selbstreinigungsvermögens (Beispiel: Sohlverbau, Laufverkürzungen) zu diskutieren. Fehlende Ufervegetation verstärkt die Primärproduktion im Gewässer. Erhöhte Einstrahlung und verminderte Pufferwirkung gegenüber diffusen Nährstoffeinträgen bedingen eine Zunahme des Algen- und/oder Makrophytenwachstums. Verstärktes Pflanzenwachstum kann u. a. den Hochwasserschutz gefährden („Krautstau“) und auch den Sauerstoffhaushalt beeinträchtigen (Fäulnisprozesse beim Abbau der abgestorbenen Pflanzen). Einleitungen in Stauhaltungen oder stehende Gewässer sind generell zu

vermeiden, bzw. nur nach sorgfältigster Abwägung (mit entsprechend aufwändigem Untersuchungsprogramm) in Betracht zu ziehen.

#### 5.2.2.2.2. Chemisch-physikalische Komponenten

Bezüglich der physikalisch-chemischen Komponenten ist der Ist-Zustand zu erheben und in der Immissionsprognose zu berücksichtigen. Sowohl Ist-Zustand als auch Prognosezustand werden anhand von Umweltqualitätsnormen (Grenz- und Richtwerte) bewertet.

Eine rechtlich verbindliche Regelung der Immissionswerte (Immissionsverordnung) wird seit Jahren diskutiert. Die bisherige Praxis berücksichtigt im besten Falle (u. a. Amt der steiermärkischen Landesregierung 2002, Amt der niederösterreichischen Landesregierung 1998) den Entwurf einer Immissionsverordnung (BMLF 1994) sowie die vorläufigen Immissionsrichtlinien (BMLF 1987). Die biologischen Komponenten werden bisher nur in Einzelfällen untersucht (Fallbeispiel ARA Vorderland; mündl. Mitt. Dr. König, Amt der VlbG. Landesregierung). Für Gewässer mit Güteziel der Klasse II auf Basis des 7-stufigen Systems (s. u. saprobielle Grundzustände) können auch im Zuge der Umsetzung der WRRL bis auf weiteres folgende Immissionsricht- und -grenzwerte herangezogen werden (Tabelle 5.2-2):

Tabelle 5.2-2: Durchschnittliche (MW) und zulässige (zul.) Immission für Flachlandgewässer (BMLF 1994 in: Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hsg.) 1998)

	Q <sub>95%</sub> > 400 l/s		Q <sub>95%</sub> < 400 l/s	
	MW	zul.	MW	zul.
Konzentration [mg/l]				
BSB5	2,0	3,5	2,0	3,0
NH4-N	0,2	0,5	0,2	0,5
NO3-N	2,0	6,0	2,0	8,0
Ges.-P	0,05	0,15	0,05	0,2

Anmerkung: an der unmittelbaren Einleitstelle wird damit möglicherweise der gute Zustand verfehlt. Dies ist grundsätzlich auch im Sinne der WRRL zulässig, sofern nicht der gesamte Oberflächenwasserkörper aufgrund dessen schlechter einzustufen ist. Für die Einstufung der Oberflächenwasserkörper dient der repräsentative Zustand (Koller-Kreimel 2003).

Die EU-WRRL fordert die Festlegung von verbindlichen Qualitätszielen für relevante chemische Stoffe in Oberflächengewässern. Entsprechende Vorschläge zur Überarbeitung des Entwurfes der Immissionsverordnung wurden/werden vom Arbeitskreis Chemie – Überwachung und Ziele erstellt (AK ChÜZ).

Bezüglich des Qualitätszieles eines guten chemischen Zustandes gehen die Istzustandsdaten des Vorfluters und die Prognosedaten der Varianten direkt in die Bewertungsmatrix ein: Bewertungskriterium=Einhalten der Umweltqualitätsnormen (UQN). Zu berücksichtigen sind

- Stoffe der Liste I gemäß Anhang IX der WRRL bzgl. UQN der Richtlinie 76/464/EWG
- Prioritäre Stoffe gemäß Anhang X der WRRL bzgl. UQN-Vorschlag des AK ChÜZ
- Sonstige relevante Stoffe gemäß UQN-Vorschlag des AK ChÜZ

Darüber hinaus dienen die UQN für prioritäre Stoffe sowie für sonstige Schadstoffe, wenn sie in signifikanten Mengen in Oberflächengewässer eingeleitet werden, als Grundlage der Bewertung des ökologischen Zustandes. Die Relevanz toxischer Substanzen ist im Einzelfall zu überprüfen. Um der bewertungstheoretischen Forderung nach Unabhängigkeit der Kriterien zu entsprechen, werden diese chemischen Kriterien jedoch nicht in der Bewertungsmatrix des Ökologischen Zustandes angeführt.

Anmerkung: Zumindest wird eine Doppelbewertung damit vermieden. Die „Unabhängigkeit der Kriterien“ ist im Falle der ökosystemaren Betrachtung ohnedies nur von theoretischem Wert: geht es doch eher darum Wirkungszusammenhänge aufzuzeigen und aus den zahlreichen möglichen Wechsel- und Folgewirkungen eine methodisch fassbare und aussagekräftige Kausalkette der Wirkungsprognose zu hinterlegen.

In jedem Falle unverzichtbar zur Prognose der Auswirkungen auf die biologischen Komponenten (des ökologischen Zustandes) ist jedoch eine Erhebung und Prognose der Parameter des Nährstoff-, des Sauerstoff- sowie des Temperaturhaushaltes, pH-Wert, Wasserhärte und Salinität.

#### 5.2.2.2.3. Biologische Komponenten

Entsprechend Anhang V der WRRL umfassen die biologischen Komponenten

für Flüsse:

Phytoplankton\*)

Makrophyten\*)

Phytobenthos: taxonomische Zusammensetzung und Abundanz

Benthische Wirbellose (Makrozoobenthos): taxonomische Zusammensetzung und Abundanz, Verhältnis störungsempfindliche/tolerante Taxa, Vielfalt

Fische: Zusammensetzung und Abundanz der Arten, Altersstruktur

\*) in Österreich nur für ausgewählte Fließgewässertypen relevant. Weitere Ausführungen beziehen sich daher primär auf benthische Algen, Makrozoobenthos und Fische.

für Seen:

Phytoplankton: taxonomische Zusammensetzung und Abundanz, Biomasse, Häufigkeit und Intensität der Planktonblüten

Makrophyten: taxonomische Zusammensetzung und Abundanz

Phytobenthos: taxonomische Zusammensetzung und Abundanz

Benthische Wirbellose (Makrozoobenthos): taxonomische Zusammensetzung und Abundanz, Verhältnis störungsempfindliche/tolerante Taxa, Vielfalt

Fische: Zusammensetzung und Abundanz der Arten, Altersstruktur

Für die angeführten Parameter der biologischen Komponenten ist der Ist-Zustand zu erheben und anhand der Abweichung vom gewässertypischen Referenzzustand zu bewerten. Die methodischen Grundlagen sind den ÖNORMEN M6232 (Fließgewässer) und M6231 (stehende Gewässer) zu entnehmen, sofern nicht aktualisierte Regelwerke (s. Kap. 2.2.3.3 ff) zur Verfügung stehen. Für die Datenerhebung stehen folgende Quellen zur Verfügung: Bundesmessstellennetz (WGEV-Erhebungen, Wasserwirtschaftskataster), Landesmessstellennetze (Ämter der Landesregierungen), Erhebungen vor Ort.

Aufgrund der komplexen ökosystemaren Zusammenhänge können die biologischen Auswirkungen, aus der Vielzahl von möglichen Wechsel- und Folgewirkungen, auf Basis der prognostizierten chemisch-physikalischen Bedingungen, nur mittels methodisch fassbarer und aussagekräftiger Kausalketten der Wirkungsprognose prognostiziert werden. Im Folgenden sind die wesentlichen Beziehungen dargestellt:

#### 5.2.2.2.4. Wirkungsbeziehung biologische Komponenten- relevante chemische Schadstoffe

Bei Überschreiten der Umweltqualitätsnormen (s. Kapitel 2.2.2) ist von einer wesentlichen Beeinträchtigung des ökologischen Zustandes auszugehen: Dies entspricht dem Grenzwertansatz bzw.

ist bei Indirekteinleitern (abwasserintensive Industrie, Krankenanstalten etc.) im Einzugsgebiet eine Einzelfallanalyse durchzuführen.

#### 5.2.2.2.5. Wirkungsbeziehung biologische Komponenten - Nährstoffhaushalt

Die Trophie (des Oberflächengewässers) ist als Intensität der photoautotrophen Primärproduktion definiert und wird als Maß für die Nährstoffbelastung herangezogen.

Eine Abschätzung der Trophiestufen kann u. a. auf Basis folgender Hilfsgrößen vorgenommen werden (Tabelle 5.2-3 und 5.2-4):

Tabelle 5.2-3: Für Fließgewässer (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Merkblatt 1999)

Trophieklasse	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
	oligotroph	mesotroph	eutroph		polytroph		hypertroph
Sauerstoffsättigung [%]	≤ 105	≤ 120	≤ 135	135-170	170-250	250-350	≥ 350
pH-Wert*)		≤ 8,3	≤ 8,4	8,5-8,7	8,8-9,0	9,1-9,5	≥ 9,5
Gesamtphosphor [µg/l]	≤ 10	10-30	20-150	≥ 150	keine P-Limitierung		

\*) für normal hartes Wasser, nicht für Weichwasser

Tabelle 5.2-4: Für stehende Gewässer (ÖNORM M6231)

Trophie	oligotroph	mesotroph	schwach eutroph	stark eutroph	hypertroph
Gesamtphosphor [µg/l]	< 10	< 20	20-40	40-60	> 60

\*) Jahresmittel für holomiktische Seen

Eine Abweichung des trophischen Niveaus vom Referenzzustand (natürliches trophisches Niveau des Gewässertyps) um mehr als eine halbe Trophiestufe (Fließgewässer: 7-stufiges System) bzw. das ganzjährige Erreichen einer höheren Trophiestufe (stehende Gewässer: 5-stufiges System) wird als erheblich angesehen. Mit wesentlichen Auswirkungen auf Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora (Algen, Makrophyten, Phytoplankton) ist zu rechnen.

Weitere – indirekte – Auswirkungen (autosaprobielle Prozesse, Sauerstoffhaushalt) auf die Gewässerfauna sind zu erwarten.

#### 5.2.2.2.6. Wirkungsbeziehung benthische Wirbellose (Makrozoobenthos) – leicht abbaubare organische Substanz

Die Saprobie ist als Intensität des Abbaues organischer Substanzen durch Stoffwechselforgänge definiert. Ein seit langem bewährtes Maß für die Intensität des Abbaues organischer Substanz in Fließgewässern ist der Saprobienindex (SI; Zelinka & Marvan 1961). Dem Stand der Wissenschaft entsprechende Regelwerke zur Bestimmung der saprobiellen Gewässergüte von Fließgewässern stehen zur Verfügung (Moog 1995, 2002; BMLF 1999). Die Anpassung an das Bewertungssystem der WRRL erfolgt über die Berücksichtigung saprobieller Grundzustände (natürliche saprobielle Hintergrundbelastung nach Braukmann 1987) der Gewässertypen. Stubauer bzw. Stubauer & Moog (2002) schlagen für die Fließgewässerbioregionen Österreichs (Moog et. al. 2001, Schmidt-Kloiber et. al. 2002) in Abhängigkeit von Einzugsgebietsgröße und Höhenlage derartige saprobielle Referenzzustände vor. Die auf Basis der Makrozoobenthosuntersuchungen von nahezu

unbeeinträchtigt Referenzstellen zusammengefassten Daten liegen in jeweils aktualisierter Fassung dem AK Ökologie zur Diskussion vor. Die aktuelle Zusammenstellung ist in Tabelle 5.2-5 dargestellt. Der endgültige Beschluss dieser Tabelleninhalte sowie von Sondertypen und großen Flüssen wird in absehbarer durch das BMLFUW vorgenommen.

Tabelle 5.2-5: Saprobielle Grundzustände (SI) der Fließgewässerbioregionen bezogen auf Seehöhe und Einzugsgebietsgröße

		Ökoregionen																
		Alpen					Mittelgebirge			Pannon. Tiefebene			Dinar. Balkan					
		BIOREGIONEN																
Seehöhe	EZ-Größe	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	13a**	13b	14	15
m	km <sup>2</sup>	Winter Sommer																
>1600	<10	1,25	1,25			1,25	1,00	1,00										
	10-100	1,25	1,25															
	101-1000	1,25	1,25															
	1001-10000																	
800-1599	<10	1,25	1,25	1,50	1,25	1,25	1,00	1,00	1,25	1,50			1,25					
	10-100	1,25	1,50	1,50	1,25	1,50	1,25	1,25	1,25	1,50			1,25					
	101-1000	1,25	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50			1,50					
	1001-10000		1,50	1,50			1,50	1,50										
500-799	<10		1,25	1,50	1,50	1,25	1,00	1,00	1,25	1,50	1,50	1,50	1,50					
	10-100	1,50	1,50	1,50	1,50/1,75*	1,50	1,25	1,25	1,25	1,50	1,50	1,75	1,50					1,50
	101-1000	1,50	1,50	1,50	1,75	1,50	1,50	1,50	1,50	1,75	1,75	1,75	1,75	1,50	1,50			1,75
	1001-10000	1,75	1,75	1,75			1,50	1,50	1,50					1,75	1,75			1,75
200-499	<10			1,50	1,75	1,25			1,25	1,50	1,75	1,50	1,50	1,50	1,50			1,50
	10-100		1,50	1,75	1,75	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	2,00*		1,50
	101-1000		1,50	1,75	1,75	1,75	1,50	1,50	1,50	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	2,00		1,75
	1001-10000			1,75		1,75	1,50	1,50	1,50		1,75	1,75	1,75	1,75	2,00			1,75
<200	<10				1,75						1,75	1,75		1,50	1,50			
	10-100			1,75	1,75						1,75	1,75		1,75	1,75	2,00*		1,75
	101-1000				1,75						1,75	1,75		1,75	1,75	2,00		
	1001-10000										1,75			2,00				

Werte f. Wi/So gelten wie in 13

#### LEGENDE BIOREGIONEN

- |  |  |
|--|--|
| 1 Vergletscherte Zentralalpen                        | 10 Vorarlberger Alpenvorland                                   |
| 2 Unvergletscherte Zentralalpen                      | 11 Bayerisch-österreichisches Alpenvorland                     |
| 3 Bergrückenlandschaft u. Ausläufer der Zentralalpen | 12 Granit- und Gneisbegiet der Böhm. Masse                     |
| 4 Flysch- od. Sandsteinvorlpen                       | 13 östl. Flach- und Hügelländer der ungar. Tiefebene           |
| 5 Kalkvorlpen  | 13a Wiener Becken-Feuchte Ebene                                |
| 6 Kalkhochalpen                                      | 13b Weinviertel  |
| 7 Südalpen   | 14 Grazer Feld und Grabenland                                  |
| 8 Helvetikum   | 15 Südliche inneralpine Becken                                 |
| 9 Alpine Molasse                                     | *: Wert bei hohem nat. org. Anteil                             |
|  | ** : Werte f. Wi/So gelten wie in 13, Ausnahmen sind angeführt |

Zur sektoralen Bewertung des ökologischen Zustandes auf Basis der Abweichung der saprobiellen Indikation vom saprobiellen Grundzustand kann Tabelle 5.2-6 herangezogen werden. Vorbehaltlich der Ergebnisse der Diskussion im AK Ökologie gelten vorläufig folgende Orientierungswerte:

Tabelle 5.2-6: Bereichsgrenzen der fünf ökologischen Zustandsklassen ausgehend vom saprobiellen Grundzustand

Ökologische Zustandsklasse	Saprobieller Grundzustand				
	≤ 1,0	≤ 1,25	≤ 1,50	≤ 1,75	≤ 2,00
I	≤ 1,0	≤ 1,25	≤ 1,50	≤ 1,75	≤ 2,00
II	1,01 - 1,75	1,26 - 2,00	1,51 - 2,10	1,76 - 2,25	2,01 - 2,40
III	1,76 - 2,25	2,01 - 2,50	2,11 - 2,60	2,26 - 2,75	2,41 - 2,90
IV	2,26 - 2,75	2,51 - 3,00	2,61 - 3,10	2,76 - 3,25	2,91 - 3,40
V	> 2,75	> 3,00	> 3,10	> 3,25	> 3,40

Zur Prognose der Auswirkungen kann die Immissionsberechnung (Mischungsrechnung) des BSB<sub>5</sub> sowie des CSB herangezogen werden (Tabelle 5.2-7).

Tabelle 5.2-7: Wassergüteklassen und BSB<sub>5</sub> (mg/l) nach Jung & Moog, CSB (mg/l) nach LAWA zitiert in Moog (1988)

	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
BSB <sub>5</sub>	0-0,5	0,5-1,5	1-3	2,5-6	5-10	9-18	> 14
CSB	0-5		5-12	12-18	18-22	22-30	> 30

Die Korrelation zwischen BSB und SI ist jedoch aufgrund zahlreicher Wechselwirkungen zwischen den Komponenten des aquatischen Ökosystems oft nur schwach (u. a. MOOG 1995). Diese Prognoseunsicherheit ist bei nachfolgenden Bewertungsschritten des Variantenvergleiches zu berücksichtigen.

#### 5.2.2.2.7. Wirkungsbeziehung benthische Wirbellose – Temperaturschalt

Das Phänomen, dass im Längsverlauf einer Fließstrecke - in Reaktion auf gesetzmäßig auftretende physiographische und physikalisch/chemische Kontinuumsänderungen - jeweils typische Zönosen einander ablösen ist im Fachbereich der Limnologie lange bekannt. Eine Gliederung von Fließgewässern in Fischregionen wird seit über 130 Jahren vorgenommen.

Aus der Erkenntnis, dass die Fischfauna durch Bewirtschaftungsmaßnahmen oftmals verändert wird und typische Leitfische aus verbreitungsgeographischen, biologischen und anderen Gründen (z. B. Verschmutzung, Regulierung) die entsprechenden Fließgewässerzonen nicht besiedeln können, wurde zur Mitte des vorigen Jahrhunderts der Fischregionen-Ansatz durch das Konzept der biozönotischen Regionen erweitert. Dieses auch Rhithron-Potamon-Konzept genannte System bezieht neben Fischen auch das Benthos und abiotische Umweltvariable ein und unterteilt die längenzonalen Verbreitungsschwerpunkte von Fließgewässern – Arten nach biozönotischen Regionen (ILLIES & BOTOSANEANU, 1963).

Als zusätzliche Zönosen wurde von Moog (1992) die Gemeinschaft der Litoralzönose und der Profundalzönose in das Konzept aufgenommen. Als Litoral im weiteren Sinne werden die eigentlichen Ufer sowie all jene stagnierenden Gewässer oder Gewässerzonen aufgefasst, deren limnologisches Geschehen vom Benthos her dominiert wird. Zur Profundalzönose werden die eigentlichen Seebodenbewohner gezählt, deren (benthaler) Lebensraum aus limnologischer Sicht maßgeblich durch Prozesse im Pelagial beeinflusst wird. Die Einstufung der Arten innerhalb der biozönotischen Regionen (Tabelle 5.2-8) ist MOOG 1995, und 2002 zu entnehmen.

Tabelle 5.2-8 Einteilung von Zönosen (Lebensgemeinschaften) in Abhängigkeit von der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen (Längenzonation)

ZÖNOSE	KURZBEZEICHNUNG	GEWÄSSERREGION
Eukrenalzönose	EUK	Quellbereich
Hypokrenalzönose	HYK	Quellbach
Epirhithralzönose	ER	obere Forellenregion
Metarhithralzönose	MR	untere Forellenregion
Hyporhithralzönose	HR	Äschenregion
Epipotamalzönose	EP	Barbenregion
Metapotamalzönose	MP	Brachsenregion
Hypopotamalzönose	HP	Brackwasserregion
Litoralzönose	LIT	Seenufer, Altarme, Weiher etc.
Profundalzönose	PRO	Seeböden

Die „biozönotischen Regionen“ haben auch Eingang in die biologischen Kenngrößen zur Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit gefunden (Chovanec et. al. 1994). In Abhängigkeit von der Verschiebung der Regionsschwerpunkte oder der Abflachung der Verteilungskurven lassen sich die Auswirkungen von Umweltstressoren auf die Benthoszönosen anschaulich darstellen und diskutieren. Die Auswertung setzt jedoch eine Kenntnis der Artenzusammensetzung der benthischen Wirbellosen auf gutem taxonomischem Niveau (entsprechend MODUL 2 der Richtlinie zur saprobiologischen Bewertung der Gewässergüte von Fließgewässern, BMLF 1999) voraus.

Um die Kerninformation der längenzonalen Verteilung in eine biologische Kennzahl zu transformieren wurden Zonationsindices entwickelt (unveröffentlichte Berichte der Abt. Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft & Aquakultur der BOKU Wien; AQEM-Assess Software [www.aqem.de](http://www.aqem.de) und [www.eu-star.at](http://www.eu-star.at)).

- Ein Index für die historischen acht Regionen vom Krenal zum Hypopotamal – Reg8
- Ein Index für alle zehn Regionen vom Krenal zum Profundal – Reg10.

### ZONATIONSINDEX REG8

EUK	< 1,25
EUK/HYK	1,26 - 1,75
HYK	1,76 - 2,25
HYK/EP	2,26 - 2,75
ER	2,76 - 3,25
ER/MR	3,26 - 3,75
MR	3,76 - 4,25
MR/HR	4,26 - 4,75
HR	4,76 - 5,25
HR/EP	5,26 - 5,75
EP	5,76 - 6,25
EP/MP	6,26 - 6,75
MP	6,76 - 7,25
MP/HP	7,26 - 7,75
HP	< 7,75

Abbildung 5.2-1: Beziehung Indexbereiche (Reg 8) und biozönotische Region

Mit Hilfe von Abbildung 5.2-1 lässt sich der Indexwert von Reg8 in eine biozönotische Region überführen. Die Zahlenbereiche gelten auch für den Reg10 Index, zusätzlich werden aber auch die Anteile für „Litoral“ und „Profundal“ in analoger Weise weitergeführt.

Um auch ohne biologische Informationen einer Untersuchungsstelle die Zugehörigkeit zu einer biozönotischen Region abschätzen zu können, reicht im Regelfall die Kenntnis der Temperaturverhältnisse und der Gefälle/Breiten-Relation. Diese beiden Umweltvariablen wirken als wichtige Steuergrößen auf die Ausprägung der biozönotischen Regionszugehörigkeit einer Zönose.

Eine der ersten Abschätzungen von Fischregionen auf Basis abiotischer Kennwerte gibt Huet (1954). Huet stellt eine Relation zwischen Gefälle und Gewässerbreite her und bietet die Möglichkeit einer visuellen Ableitung der Fischregion (Abb. 5.2-2).

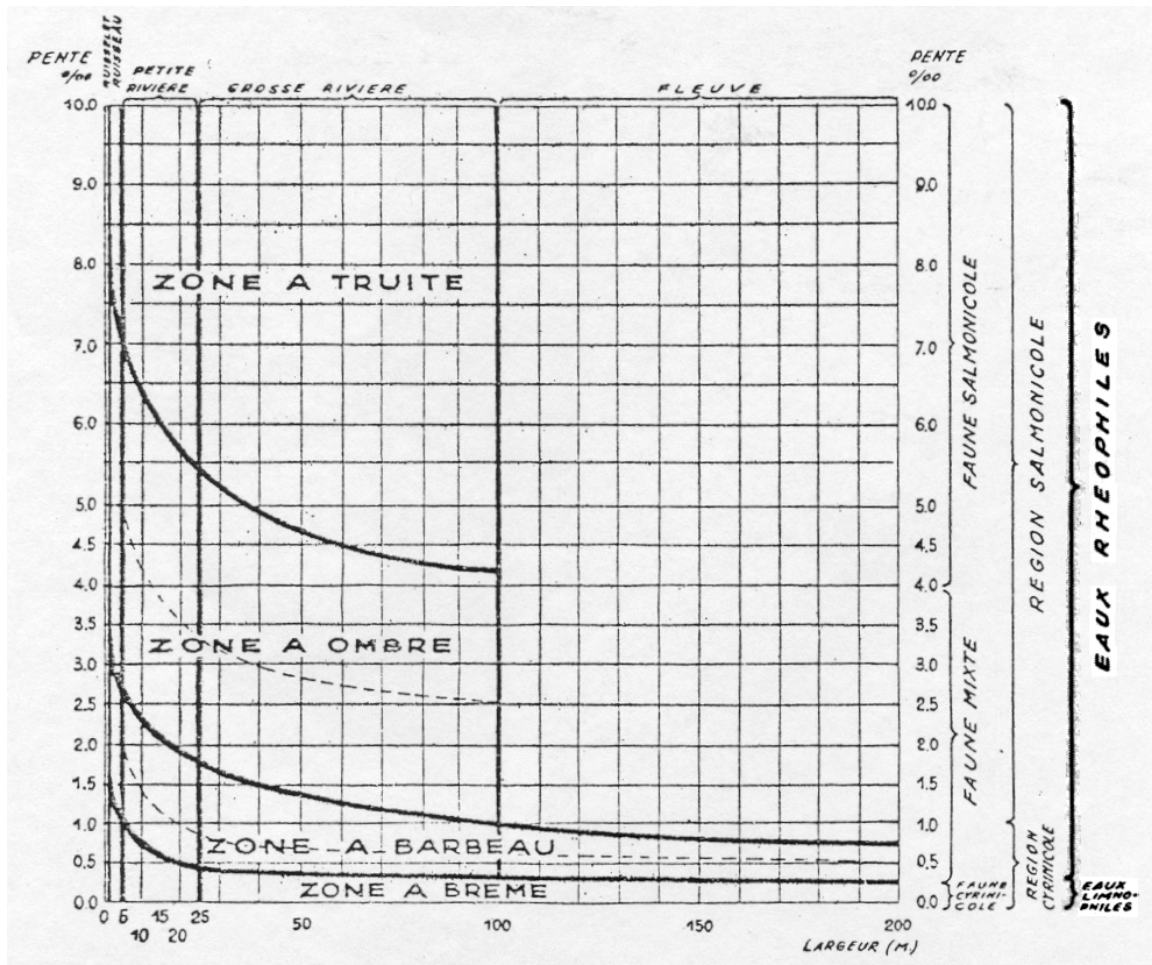


Abb. 5.2-2: Gefälls/Breiten-Beziehung zur Ableitung der Fischregion von Huet

Ein orientierender Test der von Huet hergestellte Beziehung ergab jedoch, dass nur etwa 60 % der biologisch gut untersuchten Fließgewässerstrecken über die Gefälle/Breitenrelation richtig in Bezug auf die vorliegende Fischregion eingestuft werden.

Auf die Bedeutung der Wassertemperatur für die Ausprägung der biozönotischen Regionen gehen bereits Illies (1952) und Schmitz (1954, 1955, 1957) ein. Angeregt durch widersprüchliche Angaben dieser Autoren zur Bemessung der Wassertemperaturen analysieren Moog & Wimmer (1994) etwa 50 thermisch und biologisch ausreichend dokumentierte österreichische Fließgewässer. Als Ergebnis dieser empirischen Studie werden Temperatur - Obergrenzen zur abiotischen Kennzeichnung der „biozönotischen Regionen“ definiert, wobei sie das von Hebauer (1986) empfohlene Modell für die österreichischen Gegebenheiten anpassen.

Als zeitlich festgelegte Bezugstemperatur mit höchster Präzision zur Vorhersage der biozönotischen Regionen erwiesen sich die Jahresmaxima der Wassertemperaturen von Nacht/Morgenmessungen (06.00/0700 Uhr). Die Ergebnisse aller mit biozönotischen Kenndaten und Temperaturmessungen versehenen Untersuchungsstellen mit Referenzcharakter sind in der Abbildung 5.2-3 dargestellt. Mit im längenzonalen Verlauf zunehmender biozönotischer Region steigen die Maximaltemperaturen signifikant an.



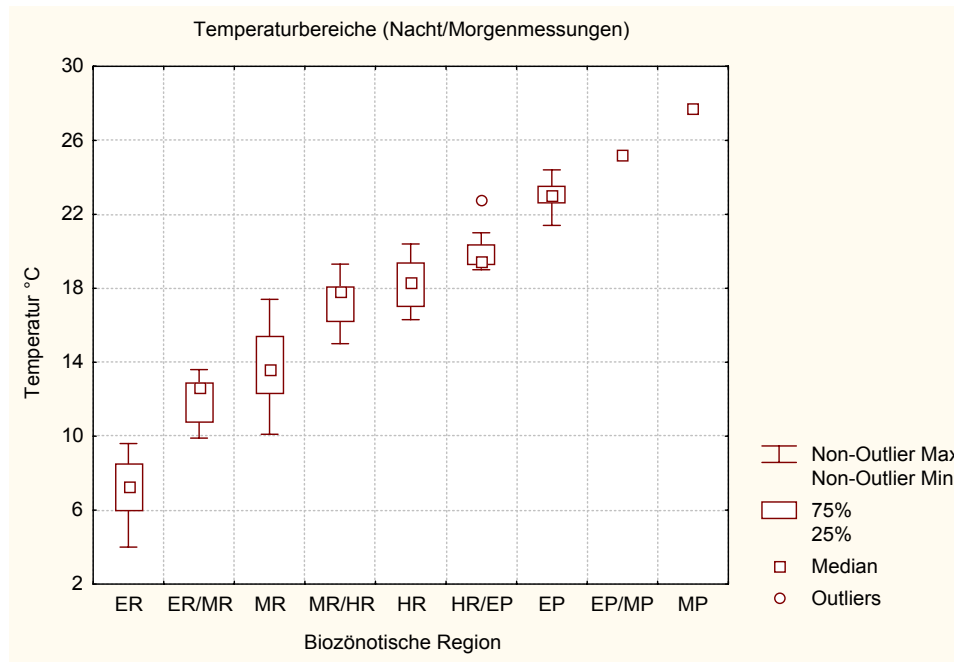


Abbildung 5.2-3: Temperaturbereiche (Jahres-Maximaltemperaturen von Nacht/Morgenmessungen) in den biozönotischen Regionen – Darstellung von Medianen, Interquartilbereichen sowie Minimum- und Maximum – Werte

Mit Hilfe von **Abbildung 5.2-3** kann auf Basis der Temperaturbedingungen auf die biozönotische Region in der betrachteten Gewässerstrecke geschlossen werden. Dies ermöglicht insbesondere eine a-priori Beurteilung von Auswirkungen thermisch belasteter Abwässer auf den ökologischen Zustand des Vorfluters. Kommt es immissionsseitig infolge einer Einleitung zu einem Temperaturanstieg, der die Zuordnung eines Gewässerabschnittes in eine tiefere biozönotische Region (Potamalisierung) indiziert, muss davon ausgegangen werden, dass der gute ökologische Zustand nicht erreicht wird. Verschiebungen innerhalb einer Region müssen nicht zu einer Verschlechterung des ökologischen Zustandes führen. Im Bereich der Klassengrenzen ist jedoch hinsichtlich der Temperaturtoleranz stenöker Formen Vorsicht geboten. In diesem Falle sind unbedingt etwaige Auswirkungen auf die (Leit-) Fischarten mit zu berücksichtigen (s. unten).

#### 5.2.2.2.8. Wirkungsbeziehung benthische Wirbellose – pH-Wert

Braukmann (2000) zitiert in AQEM (2002) unterscheidet 4 Versauerungsklassen anhand der makrozoobenthischen Besiedlung. Der Beitrag der SWW zur Versauerung der Gewässer kann aber vernachlässigt werden bzw. ist ein diesbezüglicher Nachweis bei der Bemessung einer Kläranlage zu führen.

#### 5.2.2.2.9. Wirkungsbeziehung Fische – Stickstofftoxizität

(zitiert aus: Motivenbericht zur Abwasserreinigung im ländlichen Raum, Leitfaden für Niederösterreich. Moog 1995)

Vor allem Mikroorganismen greifen in verschiedener Weise in den Stickstoffhaushalt bzw. -kreislauf ein. Die wichtigsten Vorgänge der biologischen Stickstoffelimination sind die Nitrifikation und die Denitrifikation. Bei der bakteriellen aeroben Nitrifikation wird Ammonium durch Bakterien aus der „Nitroso-Gruppe“ (z.B. *Nitrosomonas europaea*) zunächst zu Nitrit (NO<sub>2</sub>) und in weiterer Folge von nitrifizierenden Nitratbakterien zu Nitrat oxidiert. Ist der gelöste Sauerstoff im Wasser aufgebraucht, werden die (fakultativen) Anaerobier tätig. Bei deren anoxischen bzw. anaeroben

Nitratatmung lassen sich drei parallel oder in Serie verlaufende Wege unterscheiden, die durch unterschiedliche Endprodukte bei der Nitratreduktion charakterisiert sind: Denitrifikation ( $\text{NO}_3$  zu  $\text{N}_2$ ); Nitratammonifikation ( $\text{NO}_3$  zu  $\text{NH}_4$ ); Nitrat-Nitritatmung ( $\text{NO}_3$  zu  $\text{NO}_2$ ). Eine weitergehende Nitratentfernung aus dem (Ab)wasser ist aber nur durch die Reduktion von Nitrat zu gasförmigem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) in der Denitrifikation zu erreichen.

Kritisch für die Biozönose der Gewässer ist das Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), vor allem bei hohem pH-Wert und hohen Wassertemperaturen, wenn das Gleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak ( $\text{NH}_3$  – starkes Fischgift) im Wasser zum Ammoniak hin verschoben ist. Diese Gefahr ist bei eutrophen kleinen Fließgewässern besonders hoch. In den Gewässern wird Ammonium unter Sauerstoffverbrauch mikrobiell in Nitrat umgewandelt, wodurch eine weitgehende Entgiftung auftritt.

Das im Wasser gelöste Stickstoffgas ( $\text{N}_2$ ; Löslichkeit ca. 15-20 mg/l) hat im Stoffkreislauf der Gewässer eine eher geringe Bedeutung. Nur wenige prokaryote Organismen (z.B. Cyanobakterien) sind in der Lage, elementaren Stickstoff zu binden und in den biogenen Kreislauf einzubringen. Es muss aber darauf hingewiesen werden, dass Stickstoffübersättigungen im Wasser für Fische durchaus gefährlich werden können. So ist bereits eine Übersättigung mit Stickstoff um etwa 15% (entsprechend 115% Gesamtsättigung) als Ursache für den Ausbruch der Gasblasenkrankheit erkannt worden. Nebeker et. al., 1976) sowie Risa und Skjervold (1975) fanden bei Salmoniden, dass eine 120%ige Stickstoffübersättigung bereits nach 77 Stunden zu erhöhter Mortalität führte. Als Ursache für  $\text{N}_2$ -Übersättigung kann z.B. die Wassereinleitung aus einer anaeroben Denitrifizierungsstufe angesehen werden. Das bis zum  $\text{N}_2$  abgebaute Nitrat geht in einem Säulenreaktor nur teilweise aus und geht andererseits in Lösung. Das ablaufende Wasser soll daher nicht direkt zu Fischbeständen gelangen.

Neben elementarem  $\text{N}_2$  kommt Stickstoff in vielen Verbindungen im Gewässer vor; anorganisch als Nitrat, Nitrit, Ammonium und Ammoniak, organisch als Zwischenstufe des mikrobiellen Eiweißabbaues, als Exkretionsprodukt tierischer Konsumenten sowie in freien Verbindungen, Enzymen, Aminosäuren u. a..

Nitrat, Nitrit und Ammonium werden einerseits durch oberirdische Zuflüsse, Grundwasser und Niederschläge in Gewässer eingetragen, andererseits wird durch den Abbau N-haltiger organischer Substanz Ammonium freigesetzt ("Ammonifikation"). Zwischen Nitrat, Nitrit und Ammonium findet eine Reihe von mikrobiellen Umsetzungen statt, die wegen der Änderungen des Oxidationszustandes vom Vorhandensein oder Fehlen von Sauerstoff abhängen:

Die bei anaeroben Verhältnissen stattfindende Nitratatmung transformiert Nitrat entweder zu Ammonium -"Nitratammonifikation"- oder zu Stickstoff = "Denitrifikation".

Die im aeroben Milieu stattfindende Nitrifikation verwandelt Ammonium über die Zwischenstufe Nitrit zu Nitrat.

Damit ist erkennbar, dass die quantitativen Anteile einzelner Stickstoffkomponenten in Gewässersystemen teilweise starken Schwankungen unterliegen können und sehr eng mit der jeweiligen Gewässermorphologie, der Gewässergeologie und den Abflussverhältnissen korrespondieren.

Neben dem Sauerstoff ist der pH-Wert des Wassers eine entscheidende Größe für den Stickstoffhaushalt eines Gewässers. Der pH-Wert zeigt neben den Einflussnahmen auf das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht und die Löslichkeit von mitunter toxischen Metallionen gravierende Auswirkungen auf die Dissoziation des Ammoniums.

Bei pH-Werten unter 7,5 liegt fast ausschließlich Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), bei pH-Werten über 10,5 fast zur Gänze der undissoziierte Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) vor (auch Temperaturabhängigkeit). Ammoniak ist bereits in sehr geringen Mengen toxisch für die Gewässerbiozönose. Wenn in einem schlecht gepufferten (z.B. im Waldviertel), abwasserbelasteten Gewässer hohe Gesamt-Ammoniumkonzentrationen und photosynthetisch bedingte pH-Steigerungen zusammentreffen, können plötzliche Fischsterben auftreten, weil der kritische pH-Wert überschritten und Ammoniak gebildet wird.

Folgende Schädigungsgrenzwerte von Ammonium, Nitrat, Nitrit und Ammoniak werden für Fische angegeben:

#### Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) oder genauer Ammonium-Stickstoff (NH<sub>4</sub>-N) wird in der Literatur häufig als weitgehend ungiftige Substanz behandelt. Tatsächlich sind in natürlichen Gewässern kaum Konzentrationen von über 0,5 mg/l zu messen. Bei Einleitung von kommunalen oder landwirtschaftlichen Abwässern hingegen können wesentlich höhere Werte (mehrere mg) erreicht werden. Im Abflußverlauf eines Baches kommt es unter aeroben Bedingungen zur weitgehenden Nitrifikation des Ammoniums und damit zu wiederum niedrigen Meßwerten. In den ersten Kilometern nach Einleitung jedoch (z.B. Schwörbel, 1993, S.250) können Konzentrationen auftreten, die für Fische gefährlich und/oder letal sind. (Literaturangaben liegen für Salmoniden vor: Kramer, Chin und R.D. Mayo, 1972);

Ammonium (NH <sub>4</sub> -N)	Fischgröße 7 cm	Fischgröße 14 cm
Optimal	0,3 (mg/l)	0,5 (mg/l)
Verträglich	0,5	0,75
Gefährlich	1,0	1,5

\* Liao und Mayo, 1972;

#### Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

Optimal	0,4
Verträglich	1,0
Kurzzeitexposition (einige Tage)	1,6
Beginn des Letalbereiches	3,0

#### Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

Allgemein wird davon ausgegangen, dass Nitrat nur eine geringe Toxizität gegenüber Fischen besitzt. NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Konzentrationen von 100 - 300 mg/l werden mehrmals als verträglicher Grenzwert genannt (Jones, 1964; Haider, 1986; Baden,). Für Karpfen sind Einzelwerte bis 1000 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ohne Mortalitätsverluste dokumentiert (Svobodova et.al, 1993; Roberts, Schlotfeldt 1985). Als sichere Verträglichkeitswerte geben Svobodova et.al (1993) allerdings nur 80 mg/l für Karpfen und 20 mg/l für Forellen an.

#### Nitrit (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)

Nitrit entsteht als Zwischenprodukt bei der mikrobiellen Oxidation des Ammoniums zu Nitrat. Verschiedenste Parameter können nun die Schädlichkeitsgrenzwerte für Fische beeinflussen. Nach Svobodova et.al.(1993) ist vor allem das Verhältnis von Chlorid (Cl<sup>-</sup>) zu Nitrit für die Toxizität entscheidend. Nitrit wird über die Chloridzellen der Fischkiemen aufgenommen und an Hämoglobin gebunden. Das damit entstehende Methämoglobin ist nicht geeignet, Sauerstoff im Blutkreislauf zu transportieren. Hohe Methämoglobinanteile im Blut führen daher durch Sauerstoffmangel zu schweren Schädigungen oder zum Tod des Organismus. In diesem Zusammenhang sind auch Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentration Einflussgrößen. Neben Chlorid können auch Bikarbonat, Kalium, Natrium und Kalzium die Toxizität von Nitrit für Fische beeinflussen, Chlorid ist aber bei weitem die entscheidende Komponente. Entgegen früheren Meinungen scheint der pH-Wert von untergeordneter Bedeutung für die Nitritschädigung zu sein.

Als Richtlinie für verträgliche Nitritkonzentrationen geben Svobodova et. al., 1993. Verhältniszahlen zwischen Cl<sup>-</sup> und NO<sub>2</sub><sup>-</sup> Konzentrationen an:

$$\begin{aligned} \text{Salmoniden: mg/l-1 Cl}^- &: \text{mg/l-1 NO}_2^- = \text{nicht kleiner als 17} \\ \text{Cypriniden: mg/l-1 Cl}^- &: \text{mg/l-1 NO}_2^- = \text{nicht kleiner als 8} \end{aligned}$$

Roberts und Schlotfeld (1985) weisen auf die heterogenen Literaturangaben zur Nitrittoxizität hin, häufig werden bereits Schädigungen zwischen 0,15 und 0,2 mg/l NO<sub>2</sub><sup>-</sup> beschrieben. Smith (1974) führt Untersuchungen an, wonach Forellen (mittleres Gewicht 100 g) bei einer Konzentration von 0,5

mg NO<sub>2</sub>-N/l in reinem Wasser bereits nach 24 Stunden eine Mortalität von 50% aufwiesen. Bohl (1982) setzt die Verträglichkeitswerte bei Karpfen niedriger an (0,06 - 0,1 mg/l) als bei Forellen (0,1 mg/l in weichem Wasser, 0,2 mg/l in hartem Wasser).

#### Ammoniak (NH<sub>3</sub>)

Fische vertragen gelösten Ammoniak (NH<sub>3</sub>) sehr schlecht. Nach Roberts und Schlotfeld (1985) sind bereits Schädigungen ab einer Konzentration von 0,1 mg/l zu erkennen. Der pH-Wert des Wassers ist - wie oben bereits angeführt - eine entscheidende Größe für das Auftreten des undissoziierten Ammoniakmoleküls NH<sub>3</sub>. Weiters spielt in diesem Zusammenhang die Temperatur eine wesentliche Rolle. In warmen, alkalischen Gewässern ist die Gefahr von toxischen Ammoniakkonzentrationen wesentlich größer als in kalten neutralen oder schwach sauren Gewässern. Vamos und Szöllözy (1974) weisen auch auf Sauerstoffkonzentration als Einflußgröße hin. Demnach werden die Folgen von NH<sub>3</sub> Konzentrationen zwischen 0,2 und 0,4 mg bei 2 - 4 mg O<sub>2</sub>/l für Cypriniden als "fatal" bezeichnet, gleiche Konzentrationen aber bei 10 mg O<sub>2</sub>/l als nicht schädigend beschrieben.

Svobodova et.al. (1993) geben die Letalkonzentration für 50% des Versuchsbestandes folgendermaßen an:

Cypriniden: 1,0 - 1,5 mg/l NH<sub>3</sub>  
Salmoniden: 0,5 - 0,8 mg/l NH<sub>3</sub>

Die Grenzwerte bei Dauerbelastung wären:

Cypriniden: 0,05 mg/l NH<sub>3</sub>  
Salmoniden: = 0,0125 mg/l NH<sub>3</sub>

Ähnliche Wasserqualitätskriterien werden auch bei Bohl (1982) genannt, für Salmonidenbrut sind aber nur 0,005 mg/l NH<sub>3</sub> verträglich.

#### 5.2.2.2.10. Wirkungsbeziehung Fische – Sauerstoff- und Temperaturhaushalt

Mit zunehmender Temperatur sinkt nicht nur der Sauerstoffgehalt des Wassers, es steigt gleichzeitig der Bedarf der wechselwarmen Tiere. Als Faustregel kann gelten, dass bei einer Temperaturerhöhung um 10°C der Stoffwechsel um das Zwei- bis Dreifache zunimmt (Van't Hoffsche Regel). Limitierend für das Vorkommen bestimmter Arten wirkt eigentlich nicht die Wassertemperatur, sondern vielmehr das Sauerstoff-Aufnahmevermögen bzw. das Sauerstoffangebot (Jungwirth et. al. 2003). Insbesondere oligo-stenotherme Fischarten der rhithralen Gewässerabschnitte zeigen nur geringe Toleranz gegenüber Sauerstoffdefiziten. Am Beispiel der Bachforelle wird deutlich, dass sich zudem die Temperaturansprüche der Entwicklungsstadien unterscheiden (Tabelle 5.2-9).

Tabelle 5.2-9: Temperatur- und Sauerstoffansprüche unterschiedlicher Entwicklungsstadien der Bachforelle

Entwicklungsstadium	Toleranzbereich der Temperatur [°C]	Optimalbereich der Temperatur [°C]	Sauerstoffbedarf [mg/l]
Reproduktion (Herbst)	< 12		
Eientwicklung	0 - 11	1,4 - 9	
Larven		10 - 17	7 - 10
Adult	< 25	7 - 19	> 5,0 – 5,5

Aus oben stehender Tabelle 5.2-9 geht hervor, dass die Beachtung der Temperaturgrenzwerte der vorläufigen Immissionsrichtlinie (für Salmonidengewässer: Temperatur ≤ 21°C, Erhöhung der natürlichen Temperatur ≤ 3°C) nicht in jedem Fall ausreicht um der Forderung der Wasserrahmenrichtlinie für den guten Zustand „Erhalt eines natürlichen Altersaufbaues flusstypischer Fischarten“ zu entsprechen. Ob der gute Zustand des Gewässers nach Einleitung thermisch belasteter Abwässer erhalten bleibt, muss auch im Hinblick auf die ökologischen Temperatur- und Sauerstoffansprüche empfindlicher Fischarten und Entwicklungsstadien beurteilt werden.

### 5.2.2.3. *Zusätzliche Kriterien zur Beurteilung von Standortvarianten*

Insbesondere auch für den Fall, dass im Rahmen der Variantenuntersuchung eine zentrale mit dezentralen Lösungen zu vergleichen ist, kommt hinsichtlich des Vergleichs von Standortvarianten einer räumlichen, die Gewässereinzugsgebiete umfassenden Betrachtung höchste Bedeutung zu.

Das Verschlechterungsverbot der WRRL ist auf die Oberflächenwasserkörper bezogen. Die – in Österreich erst noch seitens des BMLFUW auszuweisenden – Oberflächenwasserkörper werden gemäß ihrem repräsentativen Zustand (Koller-Kreimel 2003) eingestuft. Dies bedeutet einerseits eine Abkehr vom „worst case“ Prinzip der ökologischen Beurteilung und eröffnet andererseits indirekt die Möglichkeit auch dezentrale Lösungen in Oberflächenwasserkörpern zuzulassen, in denen sich aufgrund der geringeren technischen Klärleistung der Kleinanlagen, oftmals in Verbindung mit einer geringeren Leistungsfähigkeit der Vorfluter, auf vergleichsweise kurzen Gewässerabschnitten (punktuell) eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes ergibt. Wesentlich für die Bewertung ist, dass der repräsentative Zustand des/der betroffenen Oberflächenwasserkörper nicht verschlechtert wird oder sogar aufgrund der Abwasserreinigung der gute Zustand wieder hergestellt werden kann.

Liegen die möglichen Standorte in unterschiedlichen Oberflächenwasserkörpern, kann nicht aus der **Gesamtlänge der möglicherweise kritisch belasteten Gewässerabschnitte** alleine auf die gewässerökologisch optimale Variante geschlossen werden. Die verbleibende – zusätzliche – Restbelastung der flussab gelegenen Oberflächenwasserkörper ist mit zu berücksichtigen: dies kann bedeuten, dass im oberen Einzugsgebiet gelegene dezentrale Standorte und vergleichsweise **längere Selbstreinigungstrecken** einen in der Gesamtbewertung aus ökologischer Sicht verträglicheren Eingriff bedeuten. Insbesondere wenn der vorgesehene Standort einer Zentralkläranlage bereits an einem merklich vorbelasteten Vorfluter liegt.

Hinzu kommt, dass Maßnahmen nahe den Verursachern auf bessere Akzeptanz stoßen. Die Bereitschaft ergänzende Maßnahmen, die den diffusen Nährstoffeintrag aus dem Umland herabsetzen und somit die Immissionsfracht verringern, ist höher einzuschätzen: derartige Maßnahmen wären (verändert nach Friedrich, 1993):

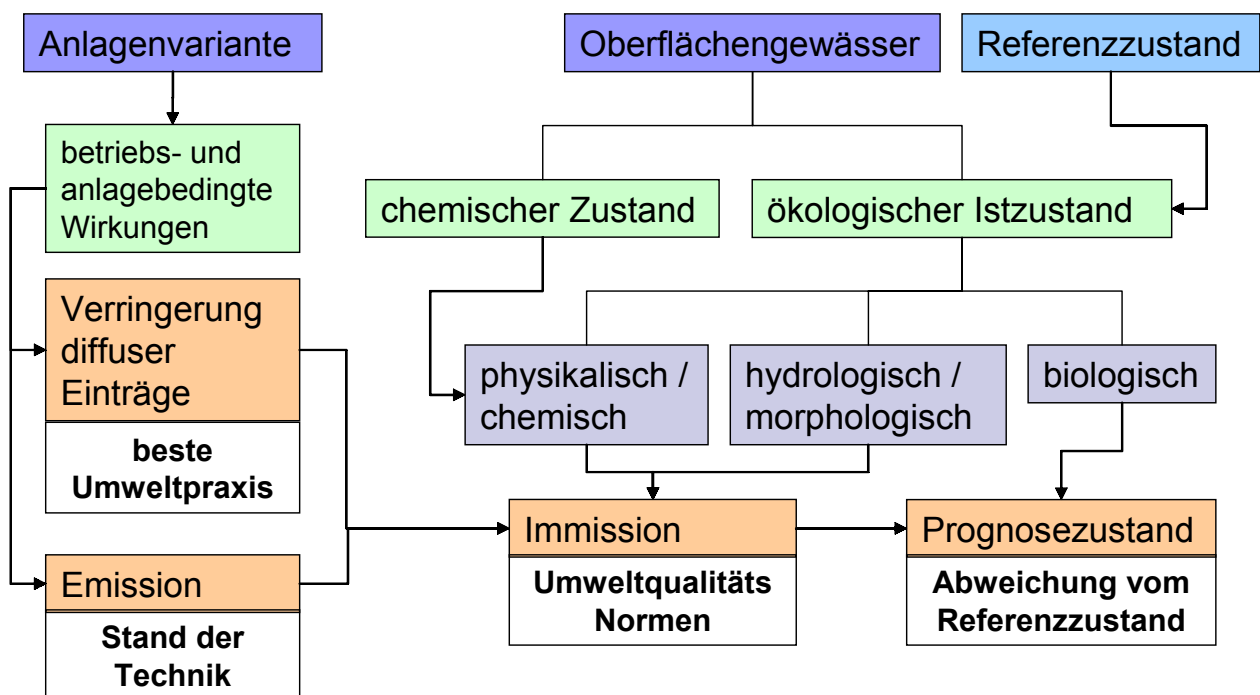
- sparsamer Einsatz von Düngestoffen
- Vermeidung bzw. Verminderung der Abschwemmung von der Landoberfläche durch eine landwirtschaftliche Betriebsweise, die den Nährstoffaustrag minimiert (z.B. hangparalleles Arbeiten; keine Gülleaufbringung auf Schnee)
- Anlegen von Ökobrachen in Gewässernähe
- Verzicht auf Ackernutzung im Überschwemmungsbereich
- Freigabe eines ökologisch ausreichend breiten Streifens an den Ufern der Oberflächengewässer (Pufferzonen)
- Freigabe von Ufergrundstücken für die eigendynamische Weiterentwicklung der Fließgewässer zu einem naturnahen Zustand
- Rückführung von umgebrochenem Grünland zu Mähwiesen, Weiden oder landschaftsgerechten Wäldern

Die **Effektivität derartiger Maßnahmen zur Verringerung der diffusen Einträge** aus landwirtschaftlichen Flächen wäre im Variantenstudium mitzubetrachten (Für den ökologischen Zustand des Gewässers ist die Immissionssituation maßgeblich: de facto ist es Gleichgültig, ob eine Verringerung der Gewässerbelastung durch (aufwändigere) technische Maßnahmen erfolgt oder durch eine Verringerung der diffusen Einträge).

#### 5.2.2.4. Zusammenfassung Gewässerökologie

Ziel dieses Kapitel ist nicht eine Methode zu entwickeln mit der die gewässerökologischen Auswirkungen von Varianten ermittelt werden können, sondern darzustellen, welche neue Anforderungen aufgrund der Umsetzung der WRRL an die SWW diesbezüglich gestellt werden. Um Rückschlüsse auf die in Kapitel 2 ausgewählten Bewertungsverfahren ziehen zu können erfolgt eine zusammenfassende Darstellung von welchen Parametern eine Bewertung entsprechend dieser Vorgaben abhängt.

Infolge der Änderungen der gesetzlichen Bestimmungen im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie kommt künftig der immissionsseitigen Prognose der Auswirkungen der Einleitung gereinigter Abwässer unterschiedlicher Vorhabensvarianten auf den (ökologischen und chemischen) Zustand der Vorfluter vermehrt Bedeutung zu. Neben der Begrenzung von Emissionen (aus Punktquellen) nach dem Stand der Technik sind gemäß Novelle 2003 des WRG die Kriterien einer Verringerung diffuser Einträge gemäß der besten verfügbaren Umweltpraxis, die Einhaltung von Umweltqualitätsnormen (chemischer Zustand und chemisch-physikalische Komponenten des ökologischen Zustandes) im Vorfluter sowie eine nur geringfügige Abweichung der biologischen Komponenten vom gewässertypischen Zustand maßgeblich (Abb. 5.2-4).



**Abbildung 5.2-4:** Wirkungsbeziehungen der Anlagenvarianten und Vorfluter aus Sicht der Gewässerökologie sowie Beurteilungskriterien gemäß WRG 2003

Der ökologische Zustand ist primär durch die Abweichung der Artzusammensetzung und Abundanz bestimmter Indikatorgruppen von jenen unter nahezu natürlichen Bedingungen definiert. Die Indikatorgruppen (biologische Komponenten) sind durch die Wasserrahmenrichtlinie für stehende und fließende Oberflächengewässer vorgegeben. Die Grundlagen der methodischen Bearbeitung und Bewertung sind derzeit in Ausarbeitung.

Um eventuelle Auswirkungen auf den ökologischen Zustand zu erfassen und zu beschreiben ist die ausschließlich emissionsseitige Betrachtung der Abwasserzusammensetzung nicht ausreichend. Vielmehr sind der flusstypische (Referenz-) Zustand des Vorfluters sowie bereits bestehende Belastungen mit zu berücksichtigen.

Eine derartige Betrachtung der Immissionsituation geht über eine „einfache Verdünnungsrechnung“ hinaus. Im einfachsten Falle kann auf Basis einer **hydromorphologischen, chemisch-physikalischen und biologischen Grobcharakteristik des Vorfluters** auf die immissionsseitigen Auswirkungen geschlossen werden.

Für kleinere kommunale Kläranlagen (ohne Indirekteinleiter) sollten im Variantenstudium (Projektstadium: Vorverfahren, Maßnahmenprogramm) mindestens folgende Parameter der Vorfluter (Fließgewässer) berücksichtigt werden (Abb. 5.2-5):

Hydrologie	Morphologie	Physik	Chemie	Biologie
Einzugsgebietsgröße	Flussordnungszahl	Leitfähigkeit	BSB	Saprobienle Kurzcharakteristik
Niederschläge: Jahresmittel, Starkregenhäufigkeit	Seehöhe	Temperatur	CSB	Orientierende Benthoserhebung (MODUL1)
Abflussverhältnisse	Laufentwicklung	pH	DOC	
Abflussregime	Durchgängigkeit	Sauerstoffgehalt	TOC	
	Sohlgefälle	Sauerstoffsättigung	Gesamtphosphor	
	Mittlere Gewässerbreite		Ammonium	
	Sohlsubstrat			
	Struktur der Uferzone		Ammoniak	
			Nitrit	
			Nitrat	
Gewässertypologische Charakteristik: Aquatische Bioregion; saprobieller Grundzustand (abzuleiten aus Bioregion, Seehöhenklasse, Einzugsgebiets-Größenklasse)				

#### Abbildung 5.2-5: Bestehende Veränderungen gegenüber dem natürlichen Referenzzustand

Ergibt dieses Screening, dass bereits eine Vorbelastung des Vorfluters besteht oder geht aus der physikalisch-chemischen Immissionsberechnung hervor, dass die Möglichkeit einer Verschlechterung des Zustandes des Gewässers besteht, ist zur weiteren Abschätzung der Auswirkungen eine genauere Kenntnis der biologischen Komponenten erforderlich (Aufnahmemethodik nach Modul 2 oder 3 der Saprobienle-Richtlinie des BMLF 1999, respektive den ab Herbst 2004 vorliegenden Regelwerken des BMLFUW, fischökologische Erhebungen).

Für größere Kläranlagen wären derartige Untersuchungen obligat durchzuführen. Auf den Stand des Wissens bezüglich Auswertungsmethodik und Bewertungsansätze wird in den vorangegangenen Kapiteln näher eingegangen. Die Relevanz toxischer Substanzen ist im Einzelfall zu beurteilen und das Untersuchungsprogramm entsprechend zu gestalten. Einleitungen in stehende Gewässer stellen generell einen Sonderfall dar.

Zudem sind für die Beurteilung von Standortvarianten unter anderem folgende Kriterien in die Überlegungen mit ein zu beziehen: Gesamtlänge der möglicherweise kritisch belasteten Gewässerabschnitte, Länge der Selbstreinigungsstrecken und kumulative Effekte, Effektivität möglicher Maßnahmen zur Verringerung diffuser Einträge und das ökologische Risiko von Störfällen, die Immissionsituation an der Grenze zum flussab gelegenen Oberflächenwasserkörper.

Diese Untersuchungen und Überlegungen ersetzen nicht die Beweissicherung im Rahmen der Eigen- und/oder Fremdüberwachung. Sie dienen vielmehr als Grundlage der Optimierung von Varianten aus gewässerökologischen Gesichtspunkten. Die Beurteilung (Reihung) der Varianten aus Sicht der

Gewässerökologie muss durch einen Sachkundigen erfolgen. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Bearbeiter zu gewährleisten wäre die Erstellung eines verbindlichen Kriterienkatalogs als Basis der fachlichen Bewertung anzustreben.

#### 5.2.2.5. Auswirkungen auf die Gesamtbewertung von technischen Varianten

Basierend auf den vorangegangenen Ausführungen ergeben sich folgende wesentliche Punkte für die Anwendung von Bewertungsverfahren:

Entsprechend dem WRG 2003 ist das maßgebende Kriterium für die gewässerökologische Beurteilung der ökologische Zustand. Ziel ist einen guten ökologischen Zustand zu erreichen bzw. diesen nicht zu verschlechtern.

Die Beurteilung des gewässerökologischen Zustandes kann entsprechend den vorangegangenen Darstellungen nur durch einen Sachkundigen erfolgen. Da die Arbeiten zur fachlichen Umsetzung der WRRL erst in Ausarbeitung sind, liegen bislang keine verbindlichen Kriterien zur Bewertung des ökologischen Zustandes als Basis der Beurteilung der Auswirkungen von Varianten der SWW vor. Daraus resultiert, dass unterschiedliche Sachkundige unter Umständen auch zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen können. Darüber hinaus kann eine Prognose des gewässerökologischen Zustandes auf der Basis von messbaren Kriterien und definierten Gewichten unabhängig vom konkreten Anwendungsfall nur als wissenschaftlich nicht abgesicherte Vorgehensweise bezeichnet werden. Das Vorliegen eines allgemeinen Kriterienkataloges kann aber die Sachkundigen unterstützen ihre Beurteilung vorzunehmen (Checklisten!).

Basierend auf den Prognoseunsicherheiten der in den vorangegangenen Ausführungen dargestellten Wirkbeziehungen, muss im Grenzbereich von einer Prognosegenauigkeit auf +/- eine Klasse in Bezug auf die 5 ökologischen Zustandsklassen (siehe 1) ausgegangen werden. Weiters handelt es sich hier um ordinale Daten, was bestimmte Typen von Bewertungsverfahren ausschließt (siehe Kap. 5.4).

Prinzipiell handelt es sich bei der gewässerökologischen Bewertung um ein VETO Kriterium, d.h. eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes (des Oberflächenwasserkörpers) ist auszuschließen. Ist eine Verbesserung des ökologischen Zustandes zumindest in Teileinzugsgebieten zu erwarten, kann eine weitere Reihung der Varianten im Hinblick auf die Erfüllung der gesetzlichen Zielvorgabe „Wiederherstellen eines zumindest guten ökologischen Zustandes“ vorgenommen werden. Aufgrund der Prognoseunsicherheiten kann diese jedoch nur mit Vorbehalt in den Entscheidungsprozess einbezogen werden.

In diesem Fall, wäre für die Gesamtbewertung aller Varianten zu beurteilen, welchen Nutzen diese ökologische Verbesserung aufweist. Die Methoden dafür sind im folgenden Kapitel 5.3 ausführlich dargelegt.

#### 5.2.2.6. Weitere ökologische Kriterien

##### 5.2.2.6.1. Grundwasser

Wie in diesem Kap. dargestellt, sind die Umweltziele für Grundwasser, dass keine Verschlechterung und zumindest die Erreichung eines guten mengenmäßigen und chemischen Zustandes erreicht werden.

Der chemische Zustand kann durch die Einleitung von Abwasser in das Grundwasser (z.B. durch die Versickerung von Abwasser, oder durch undichte Kanäle) beeinträchtigt werden, der mengenmäßige Zustand kann durch eine übermäßige Entnahme von GW gefährdet werden.

Die Bewertung im Rahmen des wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren erfolgt oft nach dem VETO Prinzip: Die Versickerung ist entweder generell verboten (z.B. in OÖ), oder ein Sachverständiger muss beurteilen, ob die geplante Versickerung eine Verschlechterung des chemischen Zustandes zur



Folge hätte bzw. werden i.d.R. seitens des Sachverständigen Grenzwerte vorgeschrieben die eingehalten werden müssen. Die Beurteilung kann auf einer qualitativen Abschätzung des Risikos basierend auf quantitativen Merkmalen wie z.B. der Durchlässigkeit des Bodens, der Mächtigkeit der Bodenschicht, etc. erfolgen (Regelfall) oder es kann auch ein Transportmodell verwendet werden.

Bezüglich der Entnahme von Grundwasser, muss nachgewiesen werden, dass sich ein Gleichgewichtszustand zwischen Entnahme und Erneuerung einstellt (vgl. einschlägige Normen zur Durchführung von Pumpversuchen).

Generell kann aber dieses Kriterium auch in die Bewertung einfließen.

#### 5.2.2.6.2. *Gebietswasserhaushalt*

Dieser Aspekt ist bereits bei der Prognose des ökologischen Zustandes des Oberflächengewässers berücksichtigt (siehe dort).

Weiters kann eine Beeinträchtigung des Gebietswasserhaushaltes durch siedlungswasserwirtschaftliche Anlagen noch durch die entwässernde Wirkung von Künetten verursacht werden. Wenn dies der Fall ist, werden i.d.R. seitens der Behörde technische Maßnahmen vorgeschrieben um eine Ableitung von Grundwasser zu verhindern.

#### 5.2.2.6.3. *Boden*

Eine wesentliche Einwirkung auf den Boden, nämlich der Eintrag von Schadstoffen bzw. die hygienische Beeinträchtigung durch das Aufbringen von Abwasser (Senkgruben) und Klärschlamm wird i.d.R. nur über den Grenzwertansatz im Rahmen der Variantenuntersuchung berücksichtigt.

Weitere Beeinträchtigungen können durch den Bau von Trassen und Anlagen erfolgen und umfassen v.a. den Eingriff in Naturgebiete (vgl. naturschutzrechtliche Anforderungen). Die Bewertung der Auswirkung können qualitativ (z.B. Wert der ökologischen Fläche) und/oder quantitative (z.B. m<sup>2</sup> beeinträchtigte Naturfläche) erfolgen und entweder ein VETO gegen eine Alternative oder eine Reihung der Alternativen zur Folge haben.

#### 5.2.2.6.4. *Bodenwasserhaushalt*

Der Bodenwasserhaushalt kann z.B. durch Bodenversiegelung (z.B. Außenanlagen), oder durch die Drainagewirkung von Künetten erfolgen (Bodenaustausch, vgl. auch Gebietswasserhaushalt).

#### 5.2.2.6.5. *Vegetation*

Eine Beeinträchtigung der Vegetation kann naturgemäß durch den Bau der Anlagen erfolgen. Bewertet werden die Qualität und Quantität der beeinträchtigten Vegetation. Die Bewertung kann entweder ein VETO (z.B. keine Rodung eines Waldes), eine diesbezügliche Reihung der Alternativen, oder die Vorschreibung von Ersatzmaßnahmen zur Folge haben (vgl. naturschutzrechtliche Anforderungen).

#### 5.2.2.6.6. *Luft*

Beurteilt werden die Geruchsemissionen der Anlagen (Kläranlage) in die Luft nach dem Grenzwertprinzip bzw. kann für die akzeptablen Alternativen auch eine Reihung durchgeführt werden.

#### 5.2.2.7. *Zusammenfassung*

In diesem Kapitel wurde dargestellt, wie die zu betrachtenden ökologischen Kriterien bewertet werden können. Diese Darstellung erfolgte im Detail für die Gewässerökologie und überblicksmäßig für die anderen Bereiche. Es wird auch darauf hingewiesen, dass in unterschiedlichen Bundesländern unterschiedliche Vorgehensweisen vorgesehen sind (vgl. z.B. den ökologischen Kriterienkatalog des

Amtes der NÖ Landesregierung bzw. das Merkblatt zur Variantenuntersuchung des Amtes der Stmk. Landesregierung).  
Die Auswirkungen dieser Betrachtungen auf die Anwendung von Bewertungsverfahren sind in Kap. 6 dargestellt.

### **5.3. Bewertung aus ökonomischer Sicht**

#### **5.3.1. Einleitung**

Ökonomisches (wirtschaftliches) Handeln ist eine Prämisse für den Umgang mit öffentlichen Mitteln. Insbesondere öffentlich finanzierte Infrastrukturprojekte sind auf ihre Wirtschaftlichkeit hin zu untersuchen. VolkswirtInnen haben daher Methoden entwickelt, um EntscheidungsträgerInnen über den möglichst effizienten Einsatz von öffentlichen Mitteln zu beraten. Die theoretischen Grundlagen für viele der in Kapitel 2 vorgestellten Bewertungsverfahren stammen aus dem Bereich der Wirtschaftswissenschaften.

Bei den Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen unterscheidet man zwischen zwei Betrachtungsweisen: (1) einzelwirtschaftlich/betriebswirtschaftlich - von für einen Betrieb anfallende Kosten (Investitions- und Betriebskosten, Finanzierungskosten); in der Siedlungs- Wasserwirtschaft kann der „Betrieb“ ebenso eine Gemeinde oder Verband sein. (2) gesamtwirtschaftlich/volkswirtschaftlich - von Auswirkungen einer Entscheidung für die gesamte Gesellschaft zu unterscheiden. Alle relevanten anfallenden positiven und negativen Auswirkungen einer Entscheidung, die (potentiell) eine Auswirkung auf das Wirtschaften haben, sollen berücksichtigt werden. Diese sind schwieriger zu erfassen als die Kosten auf betrieblicher Ebene, unter anderem deshalb weil bedeutende Teile der Auswirkungen in nicht-monetären Größen anfallen.

Was als relevant angesehen wird hängt davon ab, ob ein streng anthropozentrischer Blickwinkel (z.B. Nutzentheorie - Bentham) oder ein weiterer Blickwinkel (z.B. auf Rechten aller basierende Theorie - Kant) gewählt wird. Gemäß der ersten Sichtweise werden Auswirkungen nur insofern erfasst, als sie für Menschen wirksam werden und von diesen auch als Auswirkungen wahrgenommen werden. Letztere Sichtweise hat einen breiten Wertebegriff zur Folge, bis hin zu einer integrierten Sichtweise von z.B. sozialen, ökonomischen und ökologischen Auswirkungen.

Im Bereich der SWW in Österreich umfassen „volkswirtschaftliche Betrachtungen“ ausschließlich die direkt anfallenden Gesamtkosten der siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen, im Gegensatz zu den betriebswirtschaftlichen Kosten für die Endverbraucher (vgl. Technische Richtlinien). Dadurch werden Teile der wirtschaftlichen sowie die sozialen und Umweltauswirkungen nicht erfasst.

Während der letzten Dekade hat der Begriff des „nachhaltigen Wirtschaftens“ an Bedeutung gewonnen, welcher naturgemäß auf einer umfassenden und integrierten Sichtweise beruht. Die Europäische Union bekennt sich, wie viele Nationalstaaten und internationale Organisationen, zum Leitbild der nachhaltigen Entwicklung (vgl. Reform des europäischen Vertrags von Amsterdam, Aarhus Konvention). Selbst auf betrieblicher Ebene zählt nachhaltige Entwicklung im Sinne der corporate responsibility zunehmend zum Zielbündel von privaten Organisationen. Zahlreiche Entscheidungen von Infrastrukturprojekten im Ingenieurbereich basieren auf gesamtwirtschaftlichen Analysen unter Berücksichtigung der Ziele nachhaltigen Wirtschaftens (z.B. Ansiedelungen von Einrichtungen der Abfallwirtschaft, Verkehrsprojekte).

Entsprechend den LAWA Richtlinien, können im Bereich der Wasserwirtschaft, im umfassendsten Fall, die gesamtwirtschaftliche Effizienz, Umweltqualität, Regionalentwicklung und soziales Wohlbefinden berücksichtigt werden (LAWA, 1998). Ein Arbeitsbericht der ATV-DVWK (2002) zu Überlegungen zu einer nachhaltigen SWW nennt z.B. als relevante sozioökonomische Kriterien neben den direkten Kosten, auch Arbeitsmarkteffekte im Hinblick auf die Entwicklung und Anwendung innovativer Technologien. Die EU Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) umfasst sowohl sozioökonomische wie auch umweltökonomische Aspekte. Im Sinne der WRRL, sollen Bewertungsverfahren wie die Kostenwirksamkeitsanalyse dazu beitragen, um die gesteckten Umweltziele effizient zu erreichen (vgl. EC, 2002). Dafür müssen die Umweltziele jedoch bekannt sein. Das Bewertungsverfahren kann nur dazu beitragen, die Variante zu identifizieren, die die Ziele bestmöglich erreicht, z.B. unter Aufwand der geringsten finanziellen Ressourcen (Subventionen sowie Gebühren im Sinne eines kostendeckenden Wasserpreises) und gleichzeitigem Erreichen der sozialen

und Umweltziele. Die in der Folge diskutierten Methoden machen die Trade-Offs zwischen diesen Teilzielen der nachhaltigen Entwicklung deutlich.

Basierend auf den ausgewählten Bewertungsverfahren, analysiert dieses Kapitel die ökonomischen Grundlagen um ökologische und soziale Kriterien in die volkswirtschaftliche Betrachtung zu integrieren, und orientiert sich an dem Stand der Wissenschaft in den Fachbereichen der Umweltökonomie und der ökologischen Ökonomie. Prinzipiell können aus ökonomischer Sicht drei Gruppen von Bewertungsverfahren unterschieden werden.

(1.) Monetäre Verfahren: Die Kosten-Nutzen-Analyse stellt ein häufig eingesetztes Instrument dar, um eine gesamtwirtschaftliche Betrachtung der Auswirkungen von Projekten durchzuführen. Externe Kosten werden mit verschiedenen umweltökonomischen Bewertungsmethoden ermittelt und in die Gesamtkostenrechnung internalisiert.

(2.) Auf der Nutzentheorie basierende multiattributiven Verfahren: Der Vergleich zwischen den Attributen (hier: ökonomischen und ökologische Kriterien) erfolgt mittels zu definierender Nutzenfunktionen, ohne Monetarisierung aller Kriterien.

(3.) Nicht auf der Nutzentheorie basierenden Verfahren (Reihungsverfahren und spezielle Verfahren): Der Vergleich erfolgt durch Reihung von Alternativen mittels spezieller Algorithmen, unter Verzicht der Zuweisung von Nutzenfunktionen und Monetarisierung. Die Kosten-Wirksamkeits-Analyse ist eine Mischform zwischen 1 und 2.

Anmerkung: Andere Einteilungen sind vorstellbar, z.B. werden die Kosten-Nutzen-Analyse, die Nutzwertanalyse und die Kosten-Wirksamkeitsanalyse manchmal zur Gruppe der Nutzen- Kosten-Untersuchungen zusammengefasst (BMF) und der Gruppe der Multikriterienanalysen gegenübergestellt.

### **5.3.2. Theoretische Grundlagen der ökonomischen Bewertung**

#### *5.3.2.1 Definition von Auswirkungen*

Im Bereich der Umweltökonomie ist v.a. die Ermittlung der externen Effekte von Bedeutung. Externe Effekte (oder Externalitäten) sind Kosten oder Nutzen, die durch die Produktion und Konsum von Gütern (durch Marktaktivitäten) verursacht wurden, die aber bei unbeteiligten Dritten (auf andere MarktteilnehmerInnen oder AkteurInnen außerhalb des Marktes) anfallen, ohne daß diese Effekte über den Markt entschädigt oder abgegolten werden. Oder: Eine Externalität ist eine Veränderung in der Wohlfahrt eines Dritten aufgrund einer wirtschaftlichen Aktivität.

In ökonomischen Untersuchungen wird üblicherweise versucht die betrachteten Auswirkungen (siehe 4.2.1) anhand des gesamten ökonomischen Werts („Total Economic Value (TEV)“ (Pearce and Atkinson 1993) zu erfassen (siehe Abb. 5.3-1). Er beinhaltet Gebrauchswert und Nicht-Gebrauchswert, schließt aber intrinsische Werte aus. Zur Ermittlung des gesamten ökonomischen Werts werden verschiedene Motive für die individuelle Wertschätzung einbezogen. Darüber hinaus werden auch die sog. indirekten Nutzen herangezogen. Der gesamte ökonomische Wert besteht aus mehreren Bestandteilen. Die Zusammensetzung des gesamten ökonomischen Werts lässt sich wie folgt beschreiben:  $TEV = [nutzungsabhängige\ Werte\ (Gebrauchswerte)] + [nicht-nutzungsabhängige\ Werte\ (Nicht-Gebrauchswerte)] = [Direkte\ Werte + Indirekte\ Werte + Optionswert] + [Existenzwert]$

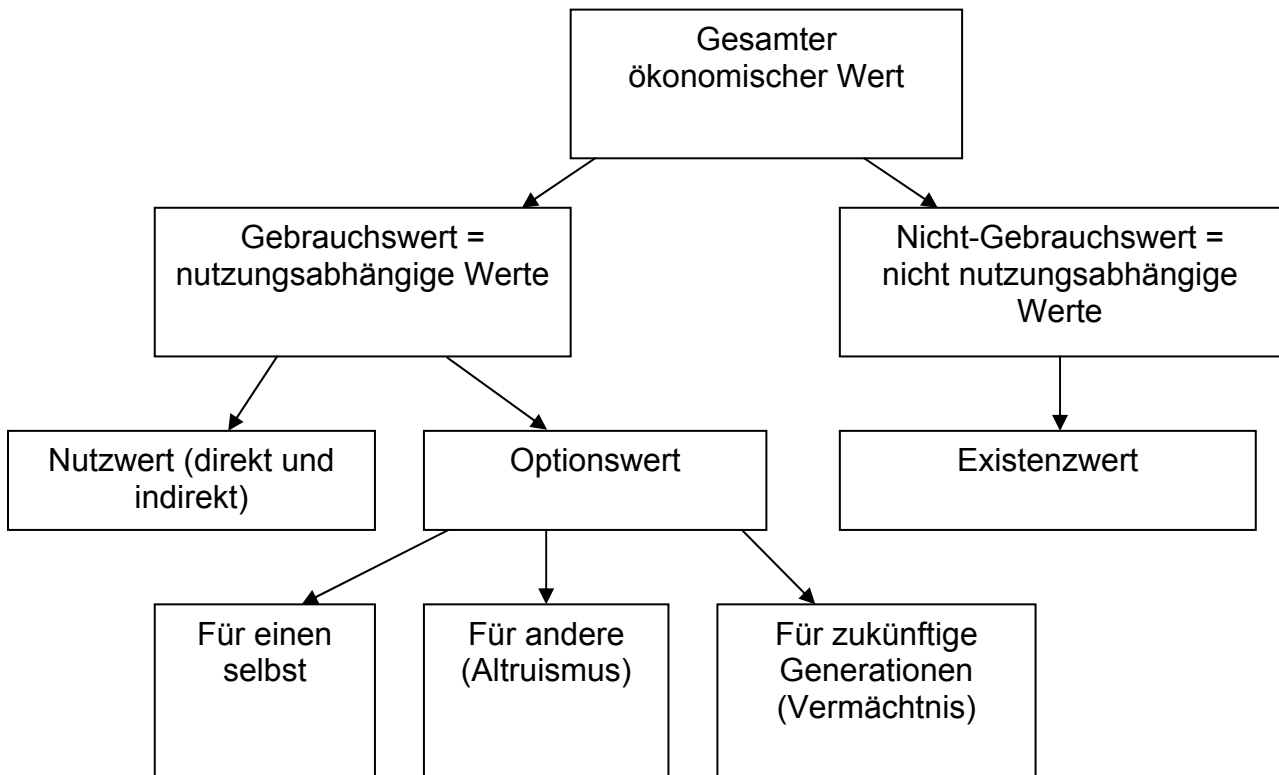


Abbildung 5.3-1: Gesamter ökonomischer Wert. Quelle: Pearce, D. and Turner, K. R. 1990 Economics of Natural Resources and the Environment, New York: Harvester Wheatsheaf.

#### Gebrauchswerte:

**Direkte Nutzwerte:** resultieren aus der unmittelbaren Nutzung der jeweiligen Ressource oder Ökosystemleistung. So sind z.B. bestimmte Formen der Holzwirtschaft mit dem Erhalt einer Landschaft oder ein bestimmter Umfang an Fischfang mit dem Ziel des Ressourcenschutzes vereinbar. Der Nutzwert besteht in diesen Fällen aus den beim Verkauf erzielten Preisen für das Holz oder den Fischfang. Ein anderes Element des direkten Nutzwerts ist der Erlebniswert: Er resultiert daraus, dass Natur den Individuen Wohlfahrt stiftet. Sie ziehen einen Nutzen daraus, eine Landschaft „erleben“ zu können, Tiere und Pflanzen beobachten zu können etc. Im Bereich der SWW sind die direkten Werte die Wohlfahrtswirkung der entsprechenden Infrastruktur. Diese Wohlfahrtswirkung ist jedoch z.B. im Wasserpreis nicht immer vollständig abgebildet und muss daher durch weitergehende Bewertungsverfahren ergänzt werden.

Ein Beispiel aus dem Bereich der SWW: Bei der Einleitung des Kläranlagenablaufes in Gewässer ergeben sich unterschiedliche gewässerökologische Auswirkungen in Abhängigkeit davon in welchen Fluss/Bach eingeleitet wird, und wie gut das Abwasser gereinigt wird. Dies hat Auswirkungen auf den direkten Nutzwert, z.B. die Attraktivität des Baches (Eutrophierung) am Rand eines Wanderwegs. Ein weiterer direkter Nutzwert einer besseren Technologie der Abwasserentsorgung ist die Verhinderung von Geruchsbelästigung.

Indirekte Nutzwerte: ergeben sich zwar auch aus der Nutzung von Ressourcen und Ökosystemleistungen, werden aber nicht unmittelbar konsumiert. Die indirekten Werte korrespondieren zum Ansatz der ökologischen Leistungen, die von den Ökosystemen bereitgestellt werden (Pearce and Atkinson 1993). Der von manchen Ressourcen und Ökosystemleistungen gestiftete Nutzen wird nicht vor Ort wirksam sondern an anderen Orten oder in anderen Regionen an (benefits derived off-site). Z.B. Hochwasserschutz entlang von Flüssen.

Optionswert: resultiert aus der Absicht der Individuen, sich selber die spätere Nutzung einer Ressource als Möglichkeit zu erhalten, auch wenn heute noch nicht absehbar ist, ob und wann das Individuum

von dieser Nutzungsmöglichkeit Gebrauch machen wird. Er wurde als Wertkategorie von Weisbrod (1964) eingeführt. Der Optionswert kann als eine Art Versicherungsprämie dafür angesehen werden, dass ein Angebot der betreffenden Ressource auch später noch besteht. Ohne die Zahlung eines solchen Optionswertes wäre das Angebot aber unsicher. Da der Optionswert in keinerlei Verbindung zu aktuellen Markthandlungen steht, kann dieser Wertbestandteil nur mit Hilfe von extra dafür entwickelten Befragungen (kontingente Bewertung) ermittelt werden. Die Motive für den Erhalten von Optionswerten können egoistisch oder altruistisch (gegenüber gegenwärtigen oder zukünftigen Generationen) sein.

#### Nicht-Gebrauchswerte

Natur und Landschaft oder allgemeiner Umweltqualität stiftet nicht nur Nutzen bei denen, die sie selber direkt nutzen (Krutilla 1967). Der mit nutzungsunabhängiger Zahlungsbereitschaft verbundene Wert ist der Existenzwert. Als Hinweis auf eine nutzungsunabhängige Wertschätzung wird in der Literatur u.a. angeführt, dass Individuen bereit sind, für den Erhalt von Tierarten wie z. B. Pandabären oder Walen Geld zu spenden, ohne dass sie jemals eine direkte Nutzung beabsichtigen. Der Existenzwert ist zwar unabhängig von der derzeitigen oder zukünftigen Nutzung der Ressource oder Ökosystemleistung, er ist aber keineswegs unabhängig von dem wertenden Wirtschaftssubjekt. Das Wissen um die Existenz bestimmter Spezies erhöht den Nutzen des Wirtschaftssubjektes. Damit ist der Existenzwert ein instrumenteller Wert, insofern als die Existenz einer Spezies instrumentell für das Wohlbefinden dieses Wirtschaftssubjekts ist.

Verschiedene Bewertungsmethoden berücksichtigen diese Teilwerte in unterschiedlichem Ausmaß; für einen Überblick siehe Tabelle 5.3-1.

**Systemgrenze:** Aus volkswirtschaftlicher Sicht wäre es zu eng, die Systemgrenze nur auf Betriebsebene festzulegen. Die räumliche Ebene auf der die Analyse angesetzt wird, hängt von der spezifischen Situation ab. Es soll aber sichergestellt werden, dass die Systemgrenze so gezogen wird, dass sie die hauptsächlichen Auswirkungen beinhaltet.

Tabelle 5.3-1: Berücksichtigung verschiedener Werte in verschiedenen Methoden der Monetarisierung ökologischer Leistungen

Methode	Beschreibung	dnW	inW <sup>1</sup>	nuW
Marktanalyse	Bei bestehenden Märkten können Marktpreise für Produktionsfaktoren und produzierte Güter herangezogen werden.	✓	✓	
Produktivitätsverluste	Veränderungen im Ertrag eines Unternehmens; Form der Marktanalyse.	✓	✓	
Produktionsfunktion	Ökologische Leistungen werden als Input für die Produktion anderer Güter behandelt; basiert auf ökologischen Verknüpfungen und Marktanalyse.		✓	
Hedonischer Preisansatz	Veränderungen von Preisen für Marktgüter, z.B. von Immobilien, aufgrund von Veränderungen in der Umweltqualität.	✓	✓	
Reisekostenmethode	Kosten, die durch den Besuch von Naturlandschaften aufgrund der Anreise und des Aufenthalts entstehen.	✓	✓	
Kontingente Bewertung	Umfragebasierte Methode; betroffene Individuen werden direkt nach ihrer Wertschätzung für eine Verbesserung oder die Abwehr einer Verschlechterung gefragt.	✓	✓	✓
Choice Experimente	Umfragebasierte Methode, bei der nicht nur eine Umweltveränderung als Ganzes bewertet wird, sondern explizit einzelne Attribute.	✓	✓	✓
Ersatzkosten/Wiederherstellungskosten	Kosten für den Ersatz einer ökologischen Leistung durch technische Substitute wie eine Kläranlage oder für die Wiederherstellung eines Feuchtgebietes.	✓	✓	✓ <sup>2</sup>
Vermiedene Schadenskosten	Kosten, die entstehen würden, wenn eine ökologische Funktion nicht vorhanden wäre; z.B. Hochwasserschäden wenn kein Retentionsraum vorhanden ist.		✓	

*dnW: direkte nutzungsabhängige Werte*

*inW: indirekte nutzungsabhängige Werte*

*nuW: nutzungsunabhängige Werte*

<sup>1</sup> Da die indirekten nutzungsabhängigen Werte nicht an ihrem Produktionsort, sondern erst an anderer Stelle erfahrbar sind, können auch Reisekostenmethode und Hedonischer Preisansatz diese Nutzen prinzipiell bewerten. Ein Beispiel ist eine verbesserte Wasserqualität stromabwärts an einem Fluss aufgrund der Nährstoffretention durch Auen.

<sup>2</sup> Eine vollständige ersetzte ökologische Leistung kann rein theoretisch auch den selben Umfang an nutzungsunabhängigen Werten stiften wie das ersetzte Gut oder die ersetzte Leistung. Jedoch kann dies aufgrund von Restriktionen wie zum Beispiel dem Ort oder dem Zeitpunkt der Bereitstellung eines wiederhergestellten Feuchtgebietes sehr eingeschränkt sein.

Quelle: Hartje et. al., 2003 Monetäre Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft Elbe Forschungsvorhaben gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des Programms Elbe-Ökologie, Berlin: TU Berlin, Seite 13; in Anlehnung an TURNER et. al. (2001: 17).

### 5.3.2.2 Wertediskussion

#### 5.3.2.2.1. Vergleichbarkeit und Kommensurabilität von Werten

Schon in den 20iger und 30iger Jahren des letzten Jahrhunderts gab es (interessanterweise in Wien) eine heftig geführte Debatte über das ökonomische Kalkül (Martínez Alier and Schlüpmann 1987; Nemeth and Stadler 1996). In der Debatte zwischen Neurath und Hayek ging es um das Verhältnis von rationaler Entscheidungsfindung und ökonomischer Kommensurabilität. Letztlich ging es darum welche Rolle monetäre versus andere Bewertungsmöglichkeiten (z.B. Energieeinheiten oder Vielzahl von Bewertungsmaßstäben) in der gesellschaftlichen Regulierung einnehmen sollen. Die grundlegende Frage, auf welcher Basis gesellschaftliche Handlungsalternativen bewertet werden sollen, wurde erörtert und neue Kategorien – Vergleichbarkeit und Kommensurabilität – wurden gebildet (O'Neill 1993; Martinez-Alier et. al. 1998).

Alternativen sind prinzipiell vergleichbar, wenn ihre Unterschiede in einer Form erfasst werden können, die es erlauben eine begründete Entscheidung für die eine oder andere Alternative abzugeben. Wenn Vergleichbarkeit gegeben ist, wird zwischen starker und schwacher Vergleichbarkeit unterschieden. Wenn starke Vergleichbarkeit gegeben ist, kann eine gemeinsame Maßeinheit für die Bewertung der Alternativen identifiziert und verwendet werden; eine solche Situation wird auch mit Kommensurabilität beschrieben. Bei schwacher Vergleichbarkeit kann eine solche gemeinsame Maßeinheit nicht gefunden werden; hier wird dann von Inkommensurabilität gesprochen.

Wenn Kommensurabilität gegeben ist – eine einheitliche Maßeinheit für die Bewertung der Auswirkungen in allen Dimensionen also gefunden werden kann – wird wiederum zwischen starker und schwacher Kommensurabilität unterschieden. Starke Kommensurabilität erlaubt kardinalen Vergleich (Reihung mit Angabe über Abstand zwischen Alternativen) während bei schwacher Kommensurabilität nur ein ordinaler Vergleich (Reihung der Alternativen ohne Angabe des Abstands zwischen den Alternativen) möglich ist.

Es kann zusammengefasst werden, schwache Vergleichbarkeit impliziert Inkommensurabilität, d.h. Werte sind vielfältig und können nicht auf eine Maßeinheit reduziert werden. Starke Vergleichbarkeit impliziert, dass eine einzige Maßeinheit für die Bewertung gefunden werden kann; wenn starke Vergleichbarkeit vorliegt kann sowohl starke als auch schwache Kommensurabilität auftreten.

Martinez-Alier (2000) erläutert den Unterschied anhand des folgenden Beispiels: Angenommen eine Mülldeponie muss in der Nähe einer Stadt errichtet werden und drei mögliche Orte (A, B und C) stehen dafür zur Auswahl. Die relevanten EntscheidungsträgerInnen legen fest, dass die Orte anhand von drei verschiedenen Arten von Werten verglichen werden sollen, dem Wert als Lebensraum, dem Wert als Landschaft und dem ökonomischen Wert. Ort A ist ein äußerst wertvolles Feuchtgebiet, das sich in öffentlichem Besitz befindet und als Lebensraum oder Ökosystem wegen seiner Vielfalt an dort lebenden Spezies wertvoll ist und obwohl als Landschaft monoton ist, wird es von vielen VogelbeobachterInnen und Schulklassen besucht. Letzteres ergibt einen gewissen ökonomischen Wert nach der Reisekostenmethode (siehe Kapitel 5.3.3.1.1.1). Ort C produziert hohen Ertrag als industrielles und städtisches Land und wird daher nach dem ökonomischen Wert am höchsten gereiht, aber nur an dritter Stelle nach ökologischen Kriterien und wegen seiner historischen Qualitäten an zweiter Stelle als Landschaft. Ort B ist landwirtschaftlich genutztes Land, das traditionell bewirtschaftet wird und schöne Obstgärten und denkmalgeschützte Bauernhäuser aufweist. Es wird nach dem Landschaftskriterium als erstes gereiht, als zweites nach dem ökologischen Kriterium, aber gemessen am Ertrag wird es letztgereiht. Kann für die Bewertung eine einheitliche Maßeinheit gefunden werden um starke Vergleichbarkeit zu erreichen? Können alle Werte auf Geldwerte bezogen werden? Oder sollte stattdessen Energie als Maßeinheit verwendet werden (wonach wohl das Feuchtgebiet am besten abschneiden würde)? Die derzeitigen Reihungen könnten überdacht werden, z.B. könnte der Landschaftswert aufgewertet werden und sein ökonomischer Wert mittels Zahlungsbereitschaftsmethode erhöht werden oder den verschiedenen Kriterien könnten unterschiedliche Gewichte zugeordnet werden. Das Beispiel soll zeigen, dass die verschiedenen Typen von Werten unterschiedliche Information beinhalten und dass sich daraus Schwierigkeiten in der Reduktion auf einen Wertmaßstab ergeben können. Selbst falls starke Vergleichbarkeit nicht gegeben



ist, muss die Entscheidung aber nicht irrational sein, sondern basierend auf Methoden, für die schwache Vergleichbarkeit ausreicht.

#### 5.3.2.2.2. *Wohlfahrtsökonomische Fundierung der Umweltbewertung*

Die Wohlfahrtsökonomie hat zum Ziel alle wohlfahrtsrelevanten Auswirkungen ökonomischer Handlungen zu erfassen und damit eine Grundlage für ihre Bewertung zu schaffen. Um die Präferenzen von EntscheidungsträgerInnen abzubilden wird üblicherweise eine Nutzenfunktion definiert. Um die gesamten Kosten einer Entscheidung für die Gesellschaft (private Kosten und negative externe Effekte) zu erfassen, werden nötigenfalls Märkte simuliert um den Nutzen zu erheben. Die Konzeptualisierung der Bewertung ist durchgängig innerhalb einer Marktlogik. Die Wohlfahrtsökonomie basiert auf der Annahme starker Vergleichbarkeit und schwacher Kommensurabilität und sogar starker Kommensurabilität wenn Externalitäten in das Preissystem internalisiert werden. Im Unterschied dazu geht die ökologische Ökonomie von schwacher Vergleichbarkeit aus (O'Neill 1993). Ökologische ÖkonomInnen basieren ihre Analysen auf Methoden, die nur schwache Vergleichbarkeit erfordern, d.h. die keine Monetarisierung oder Nutzenfunktion benötigen.

#### 5.3.2.2.3. *Starke vs Schwache Nachhaltigkeit und die Annahme der Substituierbarkeit*

Manche Bewertungsmethoden (wie z.B. Kosten-Nutzen-Analyse oder MAUT) erfordern, dass Trade-offs über Zielbereiche hinweg gemacht werden können. In der Praxis erweist sich dies oft als schwierig, da Trade-offs sehr schwierig zu identifizieren sind und Konsistenzkriterien erfüllen müssen. Eine weitere Schwierigkeit mit Trade-offs ergibt sich aus der Nachhaltigkeitsliteratur bezüglich der Annahme der Substituierbarkeit verschiedener Arten von Kapital.

Substituierbarkeit bezieht sich auf die Existenz von Trade-offs, d.h. die Möglichkeit einen Nachteil in einem Attribut durch einen ausreichend großen Vorteil in einem anderen Attribut auszugleichen, wobei kleinere Vorteile nicht ausreichen würden.

In der Literatur zu Nachhaltigkeit haben sich zwei verschiedene Denkschulen herausgebildet. Die einen, welche Substitution zwischen verschiedene Formen von Kapitalbeständen (natürliches Kapital, Humankapital und reproduziertes Kapital) in hohem Ausmaß als möglich ansehen und Nachhaltigkeit mit dem Erhalt des Gesamtkapitalbestands unabhängig von seiner Zusammensetzung definiert wird (schwache Nachhaltigkeit). Weniger natürliche Ressourcen könnten als hinnehmbar angesehen werden, wenn die niedrigere Menge durch einen äquivalenten anderen Kapitalbestand ausgeglichen wird. „Schwache Nachhaltigkeit“ impliziert, dass die verschiedenen Kapitalformen gegeneinander austauschbar sind. In der Praxis kann die Austauschbarkeit zwischen den verschiedenen Kapitalformen eingeschränkt sein, wie beispielsweise zwischen reproduziertem und natürlichem Kapital. Diejenigen ökologischen Ressourcen, die nicht substituiert werden können, für das Überleben der Menschheit aber wesentlich oder für das Wohl des Menschen wichtig sind, können als kritisches natürliches Kapital bezeichnet werden. Es ist schwierig, das kritische Niveau an aufrechtzuerhaltenden natürlichem Kapital zu bestimmen. Durch den technischen Fortschritt kann sich der Grad der Austauschbarkeit zwischen den Ressourcen oder auch das von einer bestimmten Ressourcenmenge erzielbare Wohlstandsniveau (Verbesserung der Produktivität über die Zeit) ändern. Darüber hinaus ist das künftige Nutzungspotential einer bestimmten Ressourcenmenge nicht immer vorhersagbar. Das Aussterben einer bestimmten Pflanzenart könnte künftige Generationen um potentielle Vorteile aus der Nutzung ihres genetischen Codes bringen. Das bedeutet, dass natürliche Ressourcen nicht nur aus der Sicht ihres gegenwärtigen Nutzwertes, sondern auch im Hinblick auf ihren möglichen Optionswert betrachtet werden müssen (das Potential für die Schaffung von Wohlfahrt in der Zukunft).

Ökosysteme zeichnen sich gerade durch eine wechselseitige Abhängigkeit ihrer Elemente aus. Dadurch sind sie aber nicht gegenseitig austauschbar bzw. substituierbar. Zwischen ihnen besteht vielmehr Komplementarität, da das System nur dann funktionsfähig ist, wenn alle Elemente vorhanden sind. „Starke Nachhaltigkeit“ erfordert die Erhaltung des Gesamtkapitals und des kritischen natürlichen Kapitals (Pearce and Atkinson 1993; Faucheux and O'Connor 1998). Die

Berücksichtigung der begrenzten Substituierbarkeit ist einer der Hauptunterschiede zwischen der neoklassischen Umweltökonomie und der ökologischen Ökonomie angesehen worden (Daly 1995; Perrings et. al. 1995).

Die auf Trade-offs zwischen verschiedenen Arten von Kapital aufbauenden schwache Nachhaltigkeit wurde weitgehend kritisiert und es wurde der Erhalt von Safe Minimum Standards (Bishop 1978), von kritischem natürlichem Kapital (Barbier and Markandya 1990) und von einigen der Erhalt des gesamten natürlichen Kapitals gefordert (Daly 1996). Dadurch sollte den EntscheidungsträgerInnen ermöglicht werden, die Art von Nachhaltigkeit zu wählen, die sie unter gegebenen Umständen als angebracht finden.

Safe Minimum Standards (SMS) wurden von Ciriacy-Wantrup (1952) schon in den fünfziger Jahren in die Diskussion eingebracht. Mit ihnen sollte ein Kriterium in den Entscheidungsprozeß über die Umsetzung von Projekten eingeführt werden, mit dem explizit die Unsicherheit und Irreversibilität der möglichen Folgen einer Nutzung natürlicher Ressourcen berücksichtigt wird. Damit werden Grenzen für ökonomische Abwägungen gesetzt. Eine derartige Grenze könnte z. B. darin bestehen, dass als Folge von Investitionsprojekten keine Tier- oder Pflanzenart aussterben darf. Erst wenn die Kosten dieser Regel inakzeptabel hoch sind, ist über ein Abweichen von der Regel zu entscheiden. Als Kosten für die Anwendung des SMS werden dabei die Nettonutzen der angestrebten Projektrealisierung angesehen (Bishop 1993). Bishop verwendet das Beispiel von Biodiversität: Die SMS Regel platziert Biodiversität jenseits der routinemäßig gemachten Trade-offs an, wo wir Biodiversität mit einem gewissen ökonomischen Wert automatisch bereit sind für irgendein anderes ökonomisches Gut aufzugeben solange der Wert von letztem höher ist. Die Regel verhindert aber auch dass Entscheidungen für Projekte gefällt werden, die untolerierbar hohe Kosten für den Erhalt von Biodiversität mit sich bringen. Demnach werden Trade-offs nur teilweise zugelassen.

In der ökonomischen Theorie wird eine Präferenzbeziehung, die keine Trade-offs zulässt, nicht-kompensatorisch genannt. Solche Präferenzen werden auch als lexikografisch bezeichnet. Demnach beurteilt ein Individuum verschiedene Güter zunächst ausschließlich anhand eines Kriteriums und erst wenn dieses Kriterium erfüllt ist, werden die anderen Kriterien relevant. Liegen lexikografische Präferenzen vor, dann ist die Stetigkeitsannahme verletzt. Als Beispiel hierzu wird z. B. angeführt, dass eine Verringerung im Bestand einer Tier- und Pflanzenart als Folge eines Eingriffes hingenommen wird, wenn dieser Verlust entsprechend kompensiert wird. Die Kompensation kann z. B. durch eine Steigerung des Konsums von Marktgütern erfolgen. Für den Fall aber, dass die Tier- und Pflanzenart durch den Eingriff ausgerottet würde, wäre der Verlust aus Sicht der bewertenden Individuen nicht mehr kompensierbar. In diesem Fall kann keine noch so hohe Steigerung des Konsums von Marktgütern den Verlust kompensieren. In den letzten Jahren wurden zunehmend lexikografische Präferenzen bei einem Teil der Befragten von kontingenten Bewertungen gefunden.

Die Aggregationsprozedur einer Entscheidungsunterstützungsmethode transformiert Information um zu einer Präferenzstruktur zu gelangen. Bei additiven Nutzenmodellen (inkl. Kosten-Nutzen-Analysen) beispielsweise ist sie völlig kompensatorisch (Munda 1996). Je nach Aggregationsprozedur kann eine unterschiedliche Präferenzbeziehung abgebildet und damit schwache oder starke Nachhaltigkeit operationalisiert werden (Martinez-Alier et. al. 1998).

### **5.3.3. Evaluation der Verfahren**

#### *5.3.3.1 Verfahren zur monetären Bewertung (Kosten-Nutzen-Analyse)*

Mit Hilfe der Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) sollen Entscheidungen dadurch unterstützt werden indem die positiven oder negativen Beiträge zur gesellschaftlichen Wohlfahrt des jeweiligen Projekt aufgelistet und saldiert werden. Die KNA versucht demnach, sämtliche Auswirkungen öffentlicher Investitionsprojekte zu erfassen und gemäß ihren positiven und negativen Auswirkungen gegenüberzustellen.

Während damit im Grunde das Modell unternehmerischer Investitionsentscheidungen auf öffentliche Projekte übertragen wird, werden im Gegensatz zur betrieblichen Investitionsrechnung die Kosten-

und Nutzenkomponenten weiter gefaßt: Bei öffentlichen Investitionen werden die Gesamtwirkungen auf die Gesellschaft berücksichtigt. Ziel ist es, diese Auswirkungen in monetären Größen zu erfassen. Sind die volkswirtschaftlichen Nutzeffekte (in EUR) größer als die Kosten (in EUR)? Die entsprechende Entscheidungsregel lautet, das Projekt soll umgesetzt werden, wenn

$$NPV = \sum B_t(1+i)^{-t} - \sum C_t(1+i)^{-t}$$

wobei NPV für den Saldo der Barwerte aller Nutzen (B) aus der Projektrealisierung sowie der Kosten (C) der Projektrealisierung steht,  $r$  ist die Diskontrate und  $t$  bezeichnet das jeweilige Jahr. Ist die Summe, der auf ein gemeinsames Jahr bezogenen (diskontierten) Nutzen minus der Kosten, positiv wird das Projekt zur Durchführung in Betracht gezogen.

#### 5.3.3.1.1. Überblick über Methoden zur Erhebung der ökonomischen Werte bei Fehlen von Marktpreisen

Für die Inwertsetzung aller relevanten Ökosystemkomponenten erfordert die KNA die Identifikation von monetäreren Werten für alle wohlfahrtsrelevante Kosten und Nutzen. Meist stehen für (Teile von) Kosten und Nutzen keine Marktpreise zur Verfügung und müssen die Nutzeffekte anderweitig erhoben werden. Dazu wurden während der letzten Jahrzehnte verschiedene Methoden entwickelt:

##### 5.3.3.1.1.1. Indirekte Methoden

Zu den indirekten Ansätzen der ökonomischen Bewertung der Präferenzen für Natur und Landschaft gehören die Reisekostenmethode und der hedonische Preisansatz. Mit den beiden Ansätzen wird die Zahlungsbereitschaft aus beobachtbarem Marktverhalten abgeleitet, d.h. die Wertschätzung für die Umwelt wird über ein komplementäres Verhältnis zwischen beobachtbaren Markthandlungen und dem zu bewertenden Gut bestimmt.

#### Reisekostenmethode

Bei der Bewertung mit Hilfe der Reisekostenmethode werden die komplementären privaten Kosten, die bei der Inanspruchnahme von Ökosystemkomponenten entstehen, als Indikator für die Wertschätzung genutzt. Man geht dabei von der Annahme aus, dass die Aufwendungen für die Nutzung der Natur mindestens der Wertschätzung dafür entsprechen, ansonsten würden die Individuen die Natur nicht in der beobachteten Form nutzen. Ein Beispiel dafür sind Aufwendungen, die für den Besuch eines Nationalparks getätigt werden, also vor allem Ausgaben für die Anreise.

Ein Vorteil der Methode ist, dass die Werte direkt aus dem beobachteten Verhalten abgeleitet werden. Damit bleibt die Wahrscheinlichkeit strategischen Verhaltens durch die Befragten gering. Zudem können die Angaben über die Aufwendungen für die Reise von den Befragten ohne größere Schwierigkeiten gemacht werden, da es sich bei den Reisekosten im wesentlichen um bekannte und zum Teil dokumentierte Daten (Preis der Fahrkarte, Quittung für Tankfüllung etc.) handelt. Ein Nachteil ist, dass mit der Reisekostenmethode nur ein unterer Wert für die Wertschätzung erfasst werden kann; es ist wahrscheinlich, dass der Nutzen der Individuen über die tatsächlich getätigten Ausgaben hinausgeht.

Ein Nachteil der Methode ist, dass der ermittelte Nutzen direkt von der Entfernung zum bewerteten Gebiet abhängt: Individuen, die nahe an einem Naturgebiet wohnen, müssen nicht soviel für die Anfahrt aufwenden, können jedoch einen genauso hohen Nutzen aus dem Gebiet haben wie Personen, die von weither anreisen. Es besteht die Gefahr mit dieser Methode fernab gelegene Naturgebiete unverhältnismäßig höher zu bewerten als beispielsweise Naherholungsgebiete.

#### Hedonischer Preisansatz

Dieser Ansatz, der auch als Marktpreisdifferenzmethode genannt wird, geht davon aus, dass Individuen ein Gut aufgrund ganz bestimmter Charakteristika nachfragen und der Preis eines Gutes Funktion seiner Charakteristika ist. Im Zusammenhang mit Umweltbelastungen wurde z.B. mit Hilfe dieser Methode versucht, die Differenzen für Mieten/Immobilienpreise in verschiedenen Wohnlagen zu ermitteln um festzustellen, wie Menschen z.B. Luft- oder Lärmbelastung wahrnehmen und bewerten. Die spezifische Frage lautet, ändert sich die Miete/der Kaufpreis signifikant, wenn sich Eigenschaften der Wohnumgebung sich verändern. Sind z.B. die Mieten am Stadtrand höher, so wird angenommen, dass dies die Wertschätzung für die dort geringere Umweltbelastung widerspiegelt. Auch beim hedonischen Preisansatz kann davon ausgegangen werden, dass strategisches Verhalten ausgeschlossen werden kann. Ein großes Problem dieser Methode ist dagegen, die Umweltqualität der Wohnlage als Charakteristika der Immobilie von anderen Charakteristika wie z.B. Nähe zum Arbeitsplatz, zum Freundeskreis, zu kulturellen Einrichtungen usw. zu separieren. Die Vergleichsmöglichkeiten sind eingeschränkt, da am Wohnungsmarkt nur selten äquivalente Angebote verfügbar sind, die sich lediglich durch die Umweltqualität unterscheiden. Insgesamt ist dieser Ansatz nur eingeschränkt nutzbar, da er von relativ perfekten Märkten ausgeht und in der Praxis der Einfluss der Umwelt auf die Wohnungswahl sich von anderen Einflüssen nur schwer isolieren lässt.

### **Vermeidungskostenmethode**

Durch diese Methode werden die Preise für Maßnahmen ermittelt, die notwendig wären, um eine ökologisch schlechtere Variante mit der ökologisch besten Variante gleichwertig zu machen. Dadurch wird die Ermittlung des ökonomischen Wertes der Natur vermieden. Allerdings kann kein direkter Zusammenhang zwischen dem tatsächlichen ökonomische Wert der betrachteten Natur und den Vermeidungskosten hergestellt werden.

#### *5.3.3.1.1.2. Direkte Ansätze, vor allem Zahlungsbereitschaftsanalyse (Contingent Valuation Method, CVM)*

Die direkten Ansätze versuchen, nicht über Ableitung aus beobachtbarem Verhalten Informationen über die Wertschätzungen der Individuen zu gewinnen, sondern die betroffenen Individuen werden direkt nach ihrer Wertschätzung gefragt. In der Befragung wird die zunächst hypothetische Zahlungsbereitschaft erfragt. "Was wäre es Ihnen wert, wenn diese oder jene Veränderung passiert / nicht passiert?" Grundsätzlich können zwei Ansätze unterschieden werden:

Ermittlung der maximalen Zahlungsbereitschaft (Willingness to Pay, WTP) - Bei diesem Ansatz befindet sich der/die Befragte in der Situation einer/s Käuferin/s, der/die angeben soll, wieviel sie/er für das zur Bewertung anstehende Gut zu zahlen bereit wäre (Verbesserung der Umweltsituation).

Ermittlung der minimalen Entschädigungsforderung (Willingness to Accept, WTA): Bei diesem Ansatz befindet sich der Befragte in der Situation einer/s Verkäuferin/s. Man geht also davon aus, dass der/die Befragte Verfügungsgewalt über das entsprechende Gut hat und wird gebeten anzugeben, zu welchem Preis er/sie bereit ist, das zur Bewertung anstehende Gut zu "verkaufen" (Hinnahme einer Verschlechterung der Umweltsituation).

Die ersten Anwendungen der Zahlungsbereitschaftsmethode wurden Ende der 50er und zu Beginn der 60er Jahre in den USA durchgeführt. Seither wurden tausende von Studien für diverse Ökosystemkomponenten durchgeführt. In den USA wurde in den letzten Jahren eine relativ heftige Diskussion um die Zuverlässigkeit der Zahlungsbereitschaftsmethode geführt (Pruckner 1995). Der Stein des Anstoßes war eine Studie über die Auswirkungen des Unglücks des Öltankers Exxon Valdes. Der amerikanische Kongress beschloss quasi als Antwort auf das Unglück das „Oil Pollution Act“, in dem gegenüber den vorherigen Regelungen im Rahmen der „Vorschriften zur Sanierung von industriellen Umweltaftlasten (CERCLA)“ der Umfang entschädigungswürdiger Leistungen ausgedehnt und die Nicht-Gebrauchswerte fixiert, wurden. Nach einer Studie von Carson et. al. (1992), die die Zahlungsbereitschaftsmethode anwendete, hatte das Tankerunglück zu Schäden in Höhe von US\$ 3 Mrd geführt. Mit diesen Zahlen konfrontiert finanzierte der Exxon Konzern eine Reihe von Studien, die sich mit der Validität der Ermittlung vor allem von Nicht-Gebrauchswerte auseinandersetzen sollten. In den Studien wurde u.a. die hypothetische Entscheidungssituation, die

Möglichkeit zum strategischen Verhalten und die mögliche Beeinflussung durch den/die InterviewerIn hervorgehoben und als systematische Fehlerquellen der Zahlungsbereitschaftsmethode präsentiert. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse dieser Studien findet sich in Diamond and Hausman (1994). Einen weiteren Markstein in der Diskussion stellt das NOAA-Panel dar. Dieses Panel sollte die Zuverlässigkeit der Zahlungsbereitschaftsmethode für die Messung der Nicht-Gebrauchswerte klären (siehe Punkt „Kosten-Nutzen-Analyse und Institutionen“).

### **Aufbau einer Zahlungsbereitschaftsanalyse**

Zahlungsbereitschaftsstudien bestehen generell aus drei Stufen. (1) Dem befragten Individuum wird das Naturgut beschrieben, das ihm/ihr auf dem hypothetischen Markt angeboten werden soll. (2) Dem/der Befragten werden die Zahlungsmodalitäten vermittelt. Hierzu gehört die Angabe eines Zahlungsinstrumentes, der Verweis auf die Budgetrestriktion des/r Befragten (Geld fehlt für den Erwerb anderer Güter) sowie Informationen über einen Zusammenhang zwischen eigener Zahlungsbereitschaft und der späteren Versorgung mit dem jeweiligen Naturgut. Es wird versucht, die Fragestellungen so zu formulieren, sodass der/die Befragte einen höheren Anreiz zur Offenbarung seiner/ihrer tatsächlichen Präferenzen hat. (3) Die Frage nach der eigentlichen Zahlungsbereitschaft wird gestellt. Dazu gehören auch Fragen nach dem sozio-ökonomischen Hintergrund des/r Befragten (Einkommen, Alter, Bildungsstand, Mitgliedschaft in Umweltorganisation etc.).

### **Maße zur Bewertung von Umweltveränderungen**

In der KNA wird „Umwelt“ als ein Argument in der Nutzenfunktion von Individuen konzeptualisiert. Damit stellt sich die Frage, wie die Auswirkungen einer Veränderung der Umwelt auf das Nutzenniveau eines Individuums gemessen werden können. Im Wesentlichen gibt es hierzu zwei theoretische Ansätze: Die Erfassung der Konsumentenrente oder die Ermittlung sogenannter „kompensierende Wohlfahrtsmaße“. Während der Reisekostenansatz die Erfassung der Konsumentenrente zum Ziel hat, liegt der Zahlungsbereitschaftsmethode die Messung der „kompensierenden Variation“ (Maß des Ausgleichs der Wohlfahrt) zugrunde (Hanley and Spash 1993).

### **Kompensierende und äquivalente Variation**

Als Wohlfahrtsmaße werden die beiden auf John Hicks zurückgehenden Maße der „Kompensierenden Variation“ (CV) und der „Äquivalenten Kompensation“ (EV) verstanden. Bei den kompensierten Wohlfahrtsmaßen wird eine Nachfragekurve zugrunde gelegt, in der der Einkommenseffekt einer Nachfrageänderung durch die Konstanthaltung des Einkommens kompensiert wird und dadurch in seiner Wirkung ausgeschaltet wird. Dabei gibt die kompensierende Variation jenen Geldbetrag an, den das Individuum maximal zu zahlen bereit wäre oder den man dem Individuum mindestens geben müsste, damit es nach der Durchführung des betreffenden Projektes nicht schlechter gestellt ist als in der Ausgangssituation, d.h. vor der Projektdurchführung. Dieser Geldbetrag würde somit das Individuum für die Durchführung des Projektes (im negativen oder positiven Sinne) nutzenmäßig kompensieren. Entsprechend handelt es sich bei der äquivalenten Variation um den Geldbetrag, den man dem Individuum im Falle eines wohlfahrtserhöhenden Projektes mindestens geben müsste, um es bei einem Verzicht auf das betreffende Projekt nicht schlechter zu stellen als bei Durchführung des Projektes. Im Falle eines Projektes, das sich negativ auf die individuelle Wohlfahrt eines Individuums auswirkt, steht die äquivalente Variation für den Betrag, den das Individuum maximal zu zahlen bereit wäre, um eine Durchführung des fraglichen Projektes zu verhindern. Es handelt sich bei der äquivalenten Variation somit um den Geldbetrag, der für den Haushalt (im positiven und negativen Sinne) nutzenäquivalent zu dem betrachteten Projekt ist (Gravelle and Rees 1992).

Ob nach der Zahlungsbereitschaft oder der Entschädigungsforderung gefragt wird, hängt davon ab, wie die Rechte an dem zu bewertenden (Umwelt-)Gut verteilt sind: Wird davon ausgegangen, dass die Individuen kein Recht auf die Verbesserung einer Umweltsituation oder auf die Abwehr einer Verschlechterung haben, dann wird nach der Zahlungsbereitschaft gefragt. Sie müssen durch ihre Zahlung sicherstellen, dass die Verbesserung durchgeführt werden kann bzw. keine Verschlechterung

eintritt. Wird dagegen davon ausgegangen, dass den Individuen ein Recht auf die Verbesserung oder die Erhaltung der Umweltsituation zusteht, dann wird nach der Entschädigungsforderung gefragt. Je nach Situation lassen sich grundsätzlich vier Fälle und die damit verbundenen prinzipiellen Typen von Fragestellungen unterscheiden (Ahlheim 1995:337):

- **Situation I:** Bei einer nutzerhöhenden Änderung des Umweltgutes (z. B. der Anlage eines Badesees) führt die Frage nach der kompensierenden Variation zur Zahlungsbereitschaft für das betreffende Projekt: Welchen Geldbetrag würden sie maximal für die Durchführung des Projektes zahlen?
- **Situation II:** Bei einer nutzenvermindernden Änderung des Umweltgutes (z. B. Zerstörung eines Naturschutzgebietes) führt die Frage nach der kompensierenden Variation zur Entschädigungsforderung für das betreffende Projekt: Welchen Geldbetrag müsste man Ihnen mindestens geben, um sie für die Durchführung des Projektes zu entschädigen?
- **Situation III:** Bei einer nutzerhöhenden Änderung des Umweltgutes führt die Frage nach der äquivalenten Variation zur Entschädigungsforderung für einen Verzicht auf das betreffende Projekt: Welchen Geldbetrag müsste man Ihnen mindestens geben, um Sie für einen Verzicht auf das vorgesehene Projekt zu entschädigen?
- **Situation IV:** Bei einer nutzenmindernden Änderung des Umweltgutes führt die Frage nach der äquivalenten Variation zur Zahlungsbereitschaft für eine Verminderung des betreffenden Gutes: Welchen Geldbetrag würden Sie maximal für die Verhinderung des Projekts (hier Erhaltung des Naturschutzgebietes) zahlen?

### **Abweichungen zwischen Willingness to Pay und Willingness to Accept**

Für beide Ansätze – die maximale Zahlungsbereitschaft und die minimale Entschädigungsforderung – ist aufgrund der theoretischen Analyse zunächst zu erwarten, dass sie Ergebnisse gleicher Größenordnung liefern. Der zu erwartende Einkommenseffekt legt allerdings schon nahe, dass sich die beiden Maße unterscheiden werden (Hanley and Spash 1993). Erhebliche Abweichungen in der Größenordnung der Ergebnisse zeigen sich jedoch in empirischen Untersuchungen. In der umweltökonomischen Literatur wurden etliche Gründe als Erklärung genannt. (1) Bei der Zahlungsbereitschaft geht das jeweilige Einkommen als Restriktion stärker ein. (2) Zahlungsbereitschaft und Entschädigungsforderung unterscheiden sich umso stärker voneinander, desto weniger Substitutionsmöglichkeiten für das zu betreffende Gut, die betreffende Ressource bestehen (Hanemann 1991). (3) Ein Erklärungsansatz aus der Psychologie weist darauf hin, dass von einem erreichten Vermögenszustand Verluste generell viel stärker bewertet als Gewinne; dies gelte auch für einen Umweltzustand (Kahneman and Tversky 1979).

für die Entschädigungsforderung wohlfahrtstheoretische Argumente gebracht werden. In der Praxis und vor allem auch in den in den letzten Jahren publizierten Richtlinien zur Durchführung der kontingenten Bewertung hat sich weitgehend die Analyse der Zahlungsbereitschaft durchgesetzt. Die Frage nach der Zahlungsbereitschaft führt in der Regel zu deutlich geringeren Ergebnissen, so dass sie als das konservativere Maß zur Bestimmung der gesellschaftlichen Wohlfahrtsveränderung anzusehen ist. Bei den zur Zeit noch vorhandenen methodischen Problemen der kontingenten Bewertungsmethode und der daraus resultierenden Skepsis gegenüber den damit gewonnenen Ergebnissen ist daher erhöhte Vorsicht in der Entscheidungsfindung auf Basis dieser Methoden angebracht.

### **Verfahren zur Präferenzenthüllung**

In der Literatur werden vor allem drei Grundverfahren unterschieden, mit denen die Präferenzen der Individuen enthüllt werden sollen: (1) Offene Frage, wobei die Individuen direkt danach befragt werden, wieviel sie maximal für das betreffende Projekt zu zahlen bereit wären. Der Nachteil daran ist, dass den Befragten in der Regel Erfahrungen mit der Bewertung von Gütern, die nicht am Markt

gehandelt werden, fehlen und es ihnen von daher schwer fallen könnte, ihre Wertschätzung in einen Geldbetrag umzusetzen. Mit Hilfsmitteln (wie z.B. Karten mit unterschiedlichen Zahlungsbereitschaftsbeträgen (Zahlungskarten)) wird versucht dieses Problem zu umgehen. In der Literatur wird weitgehend davon ausgegangen, dass die offene Frageform eher zu einer Unterschätzung der Zahlungsbereitschaft führt. (2) Referendum (Dichotomous Choice oder Take-it-or-leave-it): Bei diesem Format wird den Befragten in der Grundform ein einziger Wert genannt und erfragt, ob sie bereit wären, einen Beitrag in dieser Höhe zu zahlen. Der Vorteil dieses Instruments wird darin gesehen, dass die Befragten sich in einer ähnlichen Situation befinden, wie sie es oft als KäuferIn auch sind. Waren sind mit einem Preis versehen und die KäuferInnen können sich überlegen, ob sie diesen Preis akzeptieren (d.h. das Gut kaufen) oder ihn ablehnen (nicht kaufen). Der Anreiz für strategisches Verhalten ist geringer, aber das Verfahren deutlich aufwendiger. (3) Versteigerungsmethode (bidding game): Bei diesem Verfahren werden die Befragten in eine Versteigerungssituation versetzt werden. Ausgehend von einem Startwert werden je nach Antwort die Beträge um eine bestimmte Summe erhöht (bei Zustimmung) oder herabgesetzt (bei Ablehnung), bis der/die Befragte die jeweiligen Werte akzeptiert. Somit handelt es sich um eine erweiterte Form des Dichotomous Choice. Ein wesentliches Problem dieser Methode besteht allerdings darin, dass der vom/von der InterviewerIn vorgegebene Startwert nachweislich deutlichen Einfluss auf die Zahlungsbereitschaft der Befragten hat (sog. starting point bias) und das Instrument ist langwierig.

### **Anwendungsprobleme der kontingenten Bewertungsmethode**

Eine Reihe von Problemen in der Anwendung der kontingenten Bewertungsmethode sind bekannt, die zu Verzerrungen bei den Ergebnissen führen können und somit die Güte der Ergebnisse beeinträchtigen. Es ist daher fraglich, ob die von Befragten gegebenen Antworten tatsächlich deren maximale Zahlungsbereitschaft repräsentieren und wie stark geäußerte und tatsächliche Zahlungsbereitschaft voneinander abweichen.

Selbst wenn man die grundlegenden Prämissen der KNA (Kommensurabilität, Erfragung der Bewertung innerhalb der Marktlogik, alleinige Orientierung am Individuum etc.) akzeptiert, hat sind zahlreiche Gründe bekannt, weshalb die kontingente Bewertung von situationsspezifischen Einflüssen verfälscht werden kann. Folgende Verzerrungsmöglichkeiten wurden/werden in der Literatur intensiv diskutiert:

- Hypothetischer Charakter (Hypothetical Bias),
- Strategisches Verhalten (Strategic Bias),
- Einfluss des Zahlungsinstrumentes (Payment Vehicle Bias),
- Startwertverzerrung (Starting Point Bias),
- Zuordnungsfehler (Part-Whole-Bias)
- Beteiligungsproblem (Non-response Bias) und Behandlung von „Ausreißern“.
- Verzerrung aufgrund des hypothetischen Charakters der Befragung (Hypothetical Bias)

Der hypothetische Charakter der Befragung kann dazu führen, dass die Individuen unbewusst und systematisch von ihren tatsächlichen Wertschätzungen abweichen. Dies wird einmal darauf zurückgeführt, dass die Korrelation zwischen Einstellung und Verhalten zu niedrig sei, um aus einer Frage nach einem möglichen Verhalten Rückschlüsse auf späteres wirkliches Verhalten abzuleiten. Zum anderen würde die hypothetisch geäußerte Bewertung von der wahren Wertschätzung abweichen, da es in der hypothetischen Situation nicht genügend Anreize gebe, die eigene Wertschätzung durch sorgfältiges Abwägen festzulegen.

### **Strategisches Verhalten (Strategic Bias)**

Strategisches Verhalten liegt vor, wenn im Hinblick auf ein bestimmtes Ergebnis der Befragung aus welchen Gründen immer eine andere als die wahre Wertschätzung angegeben wird.

### **Einfluss verschiedener Zahlungsinstrumente (Payment Vehicle Bias)**

Das Zahlungsinstrument ist ein wesentlicher Bestandteil des hypothetischen Marktes. Beispiele für Zahlungsinstrumente sind eine einmalige Abgabe, die Erhöhung der Einkommenssteuer, Erhöhung der Mineralölsteuer, die Erhebung eines Eintrittsgeldes oder Spenden an einen Fond zur Erhaltung der Nationalparks. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass die Wahl des Zahlungsinstrumentes Einfluss auf die Höhe der Zahlungsbereitschaft hat bzw. im Extremfall sogar zu Protestantworten führen kann. Letzteres kann z. B. eintreten, wenn als Zahlungsinstrument eine Erhöhung der Steuer angegeben wird, die Steuerlast aber nach Meinung der Befragten ohne diese weitere Erhöhung schon zu hoch ist. Andererseits kann eine Steuer aber auch positive Auswirkungen auf die Zahlungsbereitschaft haben, da die Befragten dann davon ausgehen, dass im Falle der Bereitstellung des öffentlichen Gutes auch alle anderen zur Finanzierung herangezogen werden und dadurch Trittbrettfahren ausgeschlossen wird. Während freilich das in der jeweiligen Situation plausibelste Zahlungsinstrument verwendet werden wird, wird generell empfohlen verschiedene Instrumente in Voruntersuchungen auf ihre Akzeptanz hin zu untersuchen. Es gilt auch zu berücksichtigen, dass nicht alle Zahlungsinstrumente für eine Situation eignen mögen (z.B. Nicht-Gebrauchswerte können nicht über Eintrittspreise ermittelt werden).

### **Startpunktverzerrung (Starting Point Bias)**

Es ist empirisch dokumentiert, dass der Startpunkt einer Überlegung über die Zahlungsbereitschaft Auswirkungen auf das Ergebnis hat.

### **Zuordnungsfehler (Part-Whole Bias / Embedding- Effect)**

Ein Embedding-Effekt tritt auf, da die Bewertung des (Umwelt-) Gutes davon abhängt, ob es als eigenständiges Gut oder als Teil eines umfassenderen Güterbündels präsentiert wird. Auch die Reihenfolge der Präsentation der Güter hat entscheidenden Einfluss auf die Zahlungsbereitschaft. Die jeweils zuerst genannten Güter können üblicherweise die höchste Zahlungsbereitschaft auf sich ziehen, während nachfolgend genannte nur noch eine geringere Zahlungsbereitschaft erreichen können („moralischen Befriedigung“ oder „Warm Glow of Giving“). Es bestehe keine Präferenz für das jeweils zu bewertende Gut, sondern eine für das Gut „moralische Befriedigung“, also etwas Gutes zu tun. Daher könne aus dem mit Hilfe der kontingenten Bewertung gewonnenen Informationen nicht auf den ökonomischen Wert, d.h. die hierfür jeweils bestehende Wertschätzung auf Grundlage der individuellen Präferenzen, geschlossen werden. Vielmehr komme lediglich eine moralische Befriedigung zum Ausdruck (Kahneman and Knetsch 1992). Aufgrund der potentiell weitreichenden Konsequenzen dieser Effekte folgte der Publikation dieses Artikels eine heftige Diskussion, die zu Verfeinerungen der Methode führten, jedoch im Prinzip nicht ausgeräumt werden konnten.

### **Beteiligungsproblem (Non-response Bias) und Behandlung von „Ausreißern“**

Insbesondere bei schriftlichen Befragungen ergibt sich üblicherweise das Problem, dass nicht alle Befragten antworten. Eine Erklärung hierfür könnte darin liegen, dass die Antwortenden ein höheres Interesse am Gegenstand der Befragung besitzen als diejenigen, die nicht antworten. Dadurch entstehen Probleme mit der Repräsentativität der Stichprobe. Damit ist dann das Problem verbunden, dass es zu einer Überschätzung des ökonomischen Wertes kommen kann, wenn insbesondere Haushalte oder Personen mit höherem Bildungsniveau und/oder höherem Einkommen sich an der Umfrage beteiligen und so die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft höher liegt als sie eigentlich bei einer repräsentativen Beantwortung gewesen wäre. Es könnte sein, dass die Verweigerung einer Antwort bzw. die Nicht-Beteiligung an einer schriftlichen Befragung auch auf Protestverhalten zurückzuführen ist (siehe auch lexikografische Präferenzen).

Darüber hinaus stellt sich das Problem, wie mit Ausreißern umgegangen werden soll. Hierzu gehören insbesondere Wertschätzungen, die deutlich über der tatsächlichen Zahlungsbereitschaft - und zum Teil auch der Zahlungsfähigkeit - liegen dürften. Zur Aufdeckung vermeintlicher Ausreißer wird üblicherweise ein Abgleich mit dem von der Person genannten Einkommen vorgenommen. Macht die geäußerte Zahlungsbereitschaft einen Großteil des Einkommens aus, oder liegt gar darüber, dann ist davon auszugehen, dass es sich um Protestantworten oder strategische Antworten handelt.



### **Problematische Annahmen über die Präferenzen**

Für die Methode der kontingenten Bewertung müssen folgende Annahmen gelten: Die Präferenzordnung ist vollständig und transitiv und die Präferenzordnung ist stetig.

Im Zusammenhang mit der vollständigen Präferenzordnung wird üblicherweise von gegebenen Präferenzen ausgegangen. Dies bedeutet, dass die Individuen auch für Umweltgüter, die nicht auf Märkten gehandelt werden, nicht nur eine Wertschätzung entwickelt haben, sondern diese auch in monetären Größen angeben können. „Mit anderen Worten, es wird angenommen, dass die Leute wahre Präferenzen über Umweltveränderungen haben, die aber versteckt sind, und dass die fähig sind diese Präferenzen in Geldeinheiten zu übersetzen“ (Hoevenagel 1992:177).

Aufgabe der Ökonomie wäre es dann nur noch, diese gegebenen, aber bisher versteckten Präferenzen durch den Einsatz geeigneter Techniken „ans Tageslicht“ zu bringen. Doch Experimente zeigen deutlich, dass von gegebenen Präferenzen nicht generell ausgegangen werden kann und dass die geäußerte Zahlungsbereitschaft deutlich von den jeweiligen institutionellen und sonstigen Bedingungen der Situation abhängen. Zurückgeführt wird dies darauf, dass die Präferenzordnung der Individuen nicht vollständig ist und Präferenzen für das zu bewertende Gut überhaupt erst einmal gebildet – konstruiert - werden müssen.

#### *5.3.3.1.2. Kosten-Nutzen-Analyse und Institutionen*

Die ökonomischen Bewertungsmethoden der KNA entstanden als Reaktion auf das stets erneut formulierte Anliegen öffentlicher Behörden in den USA, eine ökonomische Methode zur umfassenden Bewertung von Projekten und Regulierungsmaßnahmen verfügbar zu haben. Bereits 1808 empfahl der damalige US-Finanzminister Gallatin den Vergleich von Nutzen und Kosten bei Wasserbaumaßnahmen als geeignetes Bewertungsinstrument. 1936 wurde die Erhebung von Nutzen und Kosten für alle Wasserbauprojekte in den USA erstmals durch den Flood Control Act gesetzlich verpflichtend (Hanley and Spash 1993). 1950 erschien ein erster Bericht als entsprechender Ratgeber für die Verwaltungspraxis, in dem empfohlen wurde, alle Wirkungen eines Projektes, die sich mit monetären Marktinformationen in Verbindung bringen lassen, in die Projektbewertung einzubeziehen. In den 1950er und 1960er Jahren wurde versucht den Erholungsnutzen von Nationalparks vermehrt durch KNA zu erfassen. 1956 wurde eine erste Analyse durchgeführt, die den Erholungsnutzen auf Grundlage der Erhebung der Reisekosten der TouristInnen zu erfassen versuchte (Reisekostenansatz, indirektes Bewertungsverfahren) und 1958 initiierte der National Park Service der USA eine erste Bewertung des Erholungsnutzens auf Basis einer direkten Befragung der TouristInnen nach ihrer Wertschätzung (Marggraf 1999). Bedeutende Impulse erhielt der Einsatz von KNA-Methoden mit der Präsidentschaft von Reagan in den 1980er Jahren. Mit dem Exekutiverlaß 12291 wurde 1981 bestimmt, dass fortan sämtliche bundesstaatliche Regulierungsvorhaben mittel KNA auf ökonomische Effizienz zu überprüfen seien (Messner 1993). Das US-Innenministerium veröffentlichte 1986 Richtlinien zur Bewertung schwerer Umweltschäden, die insbesondere als Folge diverser Altlastenunglücksfälle notwendig geworden waren. Danach waren Schadensersatzansprüche gegen die Verursacher der Unglücksfälle insbesondere auf der Grundlage von Nutzungs- und Wiederherstellungswerten in Rechnung zu bringen, während in gewissem Umfang aber auch nutzungsunabhängige Werte einzubeziehen seien. Diese Richtlinie wurde Gegenstand einer gerichtlichen Auseinandersetzung und die gerichtliche Entscheidung, nutzungsunabhängige Werte seien in den Entschädigungszahlungen ebenfalls zu berücksichtigen, beschleunigten die Entwicklung der direkten KNA-Bewertungsverfahren weiter. Nach dem gravierenden Ölunfall der Exxon Valdez und den damit verbundenen hohen Schadensersatzforderungen wurde schließlich eine Kommission eingesetzt, um Verfahrensrichtlinien für die Bewertung von Umweltschäden zu erarbeiten. Diese Richtlinie wurde 1996 publiziert und sie definiert den Wert einer natürlichen Ressource als die Summe der maximalen Geldbeträge, die Einzelpersonen für ihre Nutzung oder Existenz zu zahlen bereit sind bzw. als Summe der minimalen Kompensationszahlungen, die Individuen im Falle des Verlusts der Ressource und seiner Funktionen zu akzeptieren bereit sind (Marggraf 1999). Die KNA und

insbesondere die direkten Bewertungsverfahren wurden durch diese Richtlinie in den USA zu einem rechtlich verbindlichen Bewertungsinstrument.

Bevor nachfolgend die Stärken und Schwächen der Naturbewertung durch KNA diskutiert werden, ist noch auf eine Ähnlichkeit zwischen behördlicher Abwägung und monetärer Bewertung hinzuweisen. In beiden Fällen wird nicht die Natur als Ganzes bewertet. Gegenstand der Abwägung und der Monetarisierung sind jeweils Veränderungen in den Naturqualitäten.

#### Die Richtlinien des NOAA-Panels

Die Klage rund um das Unglück des Öltankers Exxon Valdes und die Frage der Schadenssumme führte dazu, dass die Bewertungsmethoden von Existenzwerten kritisch analysiert wurden. Die National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) sollte vor allem prüfen, ob Existenzwerte mit Hilfe von kontingenter Bewertungsmethode zuverlässig ermittelt werden kann. Das Panel bestand aus einer Anzahl berühmter ÖkonomenInnen, unter anderem Nobelpreisträger Kenneth Arrow und Robert Solow. Das Panel stellte fest, dass Existenzwerte theoretisch bedeutsame Aspekte von Werten sind. Sie stellten fünf Hauptproblembereiche der kontingenten Bewertungsmethode fest: (1) Inkonsistenz von Antworten mit ökonomischen Modellen rationalen Verhalten, (2) „mental accounting bias“ vor allem wenn Befragte nicht ausreichend über Substitutionsmöglichkeiten informiert wurden, (3) die Aggregation von Nutzen, (4) Bereitstellung von Information und (5) „warm glow“ Effekte. Trotzdem beantwortete das Panel die Frage nach der Möglichkeit des Messens von Existenzwerten mit kontingenter Bewertung prinzipiell positiv, stellte aber zahlreiche Qualitätskriterien für die Methode auf (NOAA 1993). „Diese Richtlinien sind (i) WTP ist WTA vorzuziehen; (ii) Befragungen per Post sollen vermieden werden; (iii) Befragte sollen vollständige Information über die Ressourcenveränderung (inkl. Information über Substitute) erhalten und befragt werden wie gut sie diese Information verstehen; (iv) geschlossene Fragen sind offenen Fragen gegenüber vorzuziehen; (v) eine Zufallsstichprobe soll aus der Gesamtbevölkerung gezogen werden; (vi) Befragte sollen daran erinnert werden, dass sie anderweitige Ausgaben reduzieren müssen um die angegebene Zahlung zu machen; und (vii) sorgfältige Prä-tests sollen durchgeführt werden.“

KritikerInnen finden diese Regeln übermäßig preskriptiv und bemängeln, dass sie den spezifischen Kontext in dem eine Bewertung stattfinden soll, ignorieren und damit von kulturellen und institutionellen Unterschieden abstrahieren.

Menschen handeln in verschiedenen Ländern unterschiedlichen (um Preis feilschen oder festgeschriebenen Preis akzeptieren), Eigentumsrechte variieren (was zu Unterschieden in Zahlungsbereitschaft und Entschädigungsforderung führt), Bereiche die für wirtschaftliches Handeln tabu sind variieren, und das Ziehen einer tatsächlichen Zufallsstichprobe ist äußerst schwierig, wenn nicht unmöglich.

#### 5.3.3.1.3. Kritische Diskussion

Ausgangspunkt für die ökonomische Bewertung von Natur und Landschaft ist, dass zwei in der neoklassischen Theorie getroffene Annahmen erfüllt sind: Erstens stiften Natur und Landschaft individuellen Nutzen, d.h. sie sind Gegenstand individueller Präferenzen, und stellen zweitens knappe Güter dar. Individuelle Präferenzen, und damit die Möglichkeit, dass etwas Wert haben kann, sowie bestehende Knappheit, die als ein universales Phänomen anzusehen ist, können als zentrale Kategorien der Wirtschaftswissenschaft angesehen werden. Die Knappheit führt dazu, dass sich die verschiedenen Nutzungsinteressen, die auf eine Ressource oder ein Gut gerichtet sind, bewirtschaftet werden müssen. Damit soll eine Zuweisung an diejenige Nutzung, die den höchsten Nutzen stiftet oder umgekehrt ausgedrückt die geringsten Opportunitätskosten nach sich zieht, erreicht werden. Die unterschiedlichen Nutzungsinteressen an der Natur lassen sich vereinfacht durch folgende zwei Grundpositionen beschreiben, die sich gegenseitig ausschließen: Auf der einen Seite stehen die NutzerInnen bzw. die Nutzungsinteressierten. Sie haben ein wirtschaftliches Nutzungsinteresse an der Umwelt und verwenden die Umwelt als privaten, marktfähigen Produktionsfaktor. Auf der anderen Seite befinden sich die SchützerInnen bzw. die Schutzinteressierten. Sie sind an einer möglichst

naturnahen Bewahrung des Umweltguts in seinem ursprünglichen Zustand interessiert. Für die SchützerInnen stehen die verschiedenen konsumtiven und nicht-konsumtiven Nutzen der natürlichen Umwelt im Vordergrund. Während die Nutzungsinteressen in KNA entsprechender Projekte erfasst werden, finden die Schutzinteressen hierin aber oftmals keine Berücksichtigung. Dies liegt vor allem daran, dass es sich bei "Natur und Landschaft" als ökonomisches Gut mit speziellen Eigenschaften handelt (öffentliches Gut; Gemeinschaftsnutzungsrechte etc.).

Während allgemein anerkannt wird, dass Bewertung von natürlichen Ressourcen und anderen Ökosystemfunktionen eine vielfältige und komplexe Aufgabe ist, versuchen ÖkonomInnen meist einen monetären Wert für die gesamten Auswirkungen (inkl. Natur) zu finden. Damit wird versucht die Wirkung der marginalen Änderung von Ökosystemleistungen als Trade-off gegenüber anderen wünschenswerten Aktivitäten abzubilden (Hampicke 1999; Hanley and Shogren 2002; Randall 2002).

Die Bewertung in der neoklassischen Umweltökonomie basiert auf der Wohlfahrtsökonomie. Diese hat zum Ziel alle wohlfahrtsrelevanten Auswirkungen ökonomischer Handlungen zu erfassen und damit eine Grundlage für ihre Bewertung zu schaffen. Um die Präferenzen von EntscheidungsträgerInnen abzubilden wird üblicherweise eine Nutzenfunktion definiert. Um die gesamten Kosten einer Entscheidung für die Gesellschaft (private Kosten und negative externe Effekte) zu erfassen, werden nötigenfalls Märkte simuliert um den Nutzen zu erheben. Die Konzeptualisierung der Bewertung ist durchgängig innerhalb einer Marktlogik.

Die Nutzentheorie geht unter anderem davon aus, dass EntscheidungsträgerInnen immer Trade-offs zwischen Alternativen/Kriterien angeben können. Diese Annahme erwies sich in der Praxis nur für einen Teil der Bevölkerung als korrekt (Spash 2000b; Rosenberger et. al. 2003). Weiters basiert die Nutzentheorie auf einer rein individuellen Sichtweise; daher besteht die Gefahr, dass Gemeinschaftswerte in den Bewertungen unterbelichtet bleiben (Biesecker and Kesting 2002). Die „Umwelt“ ist ein Gut wie jedes andere (Knappheiten, Preise, Verfügungsrechte). Die Bestimmung des „Ökonomischen Gesamtwerts“ (Total Economic Value, TEV) basiert auf einer anthropozentrischen Sichtweise (Mensch im Mittelpunkt) und auf einer Instrumentalsichtweise.

Die Möglichkeit des Findens von monetären Bewertungen wurde jedoch wie oben ausgeführt bereits vor mehreren Jahrzehnten in Frage gestellt. Die Diskussion ist seit den 90er Jahren seit dem Entstehen der Ökologischen Ökonomie (zusätzlich zur Umweltökonomie) wieder sehr lebendig.

Darüber hinaus wird in der ökonomischen Theorie von zwei weiteren grundlegenden Annahmen ausgegangen, die den Umgang mit Präferenzen in sehr restriktiver Weise regeln: 1. Präferenzen werden als gegeben angesehen, das heißt, die Entstehung und Wandel sind nicht Gegenstand ökonomischer Theorien. 2. Präferenzen sind private Informationen, das heißt, allein das Individuum weiß (und kann wissen), welche Präferenzen es tatsächlich besitzt. Wie im vorigen Kapitel besprochen, müssen endogene/konstruierte und lexikografische Präferenzen berücksichtigt werden.

Die Wohlfahrtsökonomie vernachlässigt Verteilungsfragen und schiebt sie vollständig in den Bereich der Politik. Alternativen werden positiv bewertet, wenn nach möglicher Kompensation das Gesamtergebnis für die Gesellschaft ein besseres ist. Ob diese Kompensation jemals durchgeführt wird oder nicht ist außerhalb des neoklassischen Analyserahmens. Die KNA erhebt keinen Anspruch Verteilungsfragen zu berücksichtigen; der Fokus liegt auf der Messung von Effizienz.

Irreversibilitäten, Informationsmängel, Unsicherheiten, intergenerationale Existenz, Einzigartigkeit und Ethische Normen (z.B. Artenschutz) bleiben unberücksichtigt.

#### 5.3.3.1.4. Zusammenfassende Evaluierung

Mit der KNA wird versucht nicht nur direkte, sondern auch indirekte Kosten und Nutzen zu berücksichtigen. Neben der ökonomischen, werden auch Auswirkungen in der ökologischen (und sozialen) Dimension berücksichtigt.

Mit KNA werden alle Alternativen anhand derselben Maßeinheit, nämlich dem Barwert aller Kosten und Nutzen inklusive der mit Geld bewerteten positiven und negativen externen Effekte. Aufgrund der Monetarisierung aller Auswirkungen kommt es zu Problemen bezüglich der Angaben, die InterviewteilnehmerInnen mit unterschiedlichem ökonomischen Hintergrund machen. Dieses Problem wird in manchen KNA explizit korrigiert.

Zu den sonst üblichen Dimensionen der Unsicherheit kommt aufgrund der starken Rolle von Diskontierung die Unsicherheit der Entwicklung des Diskontfaktors hinzu.

Die KNA basiert auf der ökonomischen Wohlfahrtstheorie und geht damit von schwacher Kommensurabilität aus. In der Bewertung und Bepreisung von externen Effekten geht man jedoch einen Schritt weiter und nimmt starke Kommensurabilität an.

Der Analyserahmen geht von vollständiger Kompensabilität aus. Dieser wird teilweise von Interviewten abgelehnt – ‚protest votes‘, die lexikografische Präferenzen zum Ausdruck bringen (Spash 2000a).

Aufgrund der vollständigen Monetarisierung ist die KNA nur bedingt als Instrument für partizipative und sonstige „governance“ Prozesse einsetzbar. Die Bewertung ist durchgehend in die Marktlogik eingebettet.

Mit anderen Worten (angelehnt an Messner 2000):

Stärken:

- Täglich werden politische Entscheidungen gefällt, wobei Veränderungen in der Naturqualität in Kauf genommen werden. Da eine Tendenz dazu besteht, Naturwerte zu unterschätzen, kann die KNA im Kontext politischer Entscheidungen dazu beitragen, den Wert von Naturgütern besser darzustellen. Die KNA kann auf diese Weise möglicherweise einen wichtigen Beitrag zu einem verantwortungsbewußteren Umgang mit der Natur leisten.
- Nur durch die KNA und insbesondere durch die direkten Bewertungsverfahren ist es möglich, die Höhe von Entschädigungszahlungen bei Umweltschäden festzulegen und dabei sowohl Nutzungswerte als auch nutzungsunabhängige Werte zu berücksichtigen. Die Einbeziehung von nutzungsunabhängigen Werten kann außerdem das Umwelthaftungsrecht als marktmäßiges umweltpolitisches Instrument durch die Drohung hoher Entschädigungszahlungen stärken.
- KNA-Methoden können auch bei der Festlegung von umweltpolitischen Zielen hilfreich sein, indem sie die Wohlfahrtsgewinne von Zielkatalogen offenlegen helfen.
- Die KNA, und besonders die direkten Methoden, beziehen explizit eine möglichst große Anzahl von Betroffenen in die Befragungen ein. Damit, so die Meinung einiger KNA ExpertInnen, sei ein gewisser Grad an Partizipation gesichert.
- Die KNA ist in dem Sinne transparent, dass der Maßstab Geld bzw. die Wohlfahrtsmaße Gewinn und Zahlungsbereitschaft allgemein bekannt und akzeptiert sind.

Schwächen:

- Kommensurabilität von Werten muss angenommen werden.
- Unrealistische Annahmen bezüglich der Präferenzordnungen werden getroffen.
- Ökonomische Effizienz wird in Form monetärer Werte zum alleinigen Bewertungsmaßstab öffentlichen Handelns.

- Die Frage nach der Gerechtigkeit der Verteilung von Gewinnen und Verlusten aus einer Handlung bleibt unberücksichtigt.
- KNA bringen kein demokratisches Ergebnis hervor. Im Gegensatz zu Wahlen, wo alle Wahlberechtigten eine Stimme haben, ist bei KNAs die Zahlungsfähigkeit ausschlaggebend. Das bedeutet, dass die Stimmen nach dem Einkommen gewichtet sind. Menschen mit geringem Einkommen können daher entweder gar keinen oder nur einen sehr geringen Einfluss auf das Ergebnis ausüben.
- Eine Partizipation im Sinne eines diskursiven Prozesses findet nicht statt. Es gibt keine Möglichkeit sich mit anderen über Konflikte und Werte auszutauschen und mehr als vorgegeben über die Situation zu lernen, zu explorieren, oder neue Alternative mitzuentwickeln. Die Monetarisierung der Auswirkungen verdeckt Konflikte anstatt sie darzulegen und zur Erörterung freizugeben.
- Die Interessen der zukünftigen Generationen, die eine intakte Natur als Lebens- und Wirtschaftsgrundlage benötigen, werden großteils außer Acht gelassen. Vielmehr werden die Nutzen und Kosten mit Bezug auf die heute lebenden Menschen diskontiert, wodurch der Nettonutzen der Zukunft systematisch mindergeschätzt wird.
- Nicht alle Umweltschäden sind monetär bewertbar. Insbesondere intrinsische Werte (die Würde von Lebewesen) können niemals in Geldeinheiten ausgedrückt werden.
- Die Bewertung der natürlichen Lebensgrundlagen impliziert, dass diese durch menschengemachte Produkte oder Maschinen substituierbar seien.
- Die Aufaddierung von monetären Größen für reale Effekte in der Natur führt zu einer buchhalterischen Verrechnung von Effekten, obwohl sich die Effekte in der Natur nicht ausgleichen. Es wird dabei der trügerische Anschein erweckt, als sei der Geldmaßstab ein angemessener gemeinsamer Nenner für sämtliche Umweltwirkungen eines Projektes.
- Die kontingente (direkte) Bewertungsmethode weist eine Vielzahl von methodischen Schwächen auf. Die Befragten mögen über unzureichende Informationen verfügen oder die naturwissenschaftlichen Zusammenhänge der Umweltwirkungen nicht verstehen. Weiterhin können die Befragten durch die Fragen und durch die zur Verfügung gestellte Information manipuliert werden und angesichts der hypothetischen Befragungssituation strategisch oder nicht realitätsgetreu antworten. Schließlich ist noch der Embedding-Effekt zu erwähnen, der für die Schwierigkeit steht, ökologische Dimensionsunterschiede zu erfassen (z. B. Gleichbewertung eines 100 ha und eines 1000 ha großen Naturschutzgebietes).

#### 5.3.3.2 *Auf Nutzentheorie basierende multiaattributive Verfahren (Schwache Kommensurabilität)*

Mit der klassischen Nutzwertanalyse werden wie bei der KNA nicht nur direkte, sondern auch indirekte Kosten und Nutzen zu berücksichtigen. Zwar erfordert die klassische Nutzwertanalyse die Definition einer Nutzenfunktion, aber nicht die vollständige Bepreisung aller Auswirkungen. Sie nimmt daher nur schwache Kommensurabilität an. Die Probleme bezüglich vollständiger Substituierbarkeit sind wie bei der KNA. Die Bewertung ist ebenso in die Marktlogik eingebettet.

#### 5.3.3.3 *Nicht auf Nutzentheorie basierende Verfahren (Schwache Vergleichbarkeit)*

Vor allem in Kombination mit partizipativen Prozessen, erwiesen sich die nicht auf Nutzentheorie basierenden multikriteriellen Verfahren als besonders nützlich. Die Annahmen welche getroffen

werden müssen, sind viel schwächer (realistischer) als bei jenen Verfahren, die auf Nutzentheorie aufbauen; sie fördern die Transparenz durch die Darstellung der Auswirkungen in der Impact Matrix; sie erlauben das explizite Einbeziehen von gesellschaftlichen Werten in der Form von Gewichten (besonders geeignet Importance Weights) und sind flexibel genug sodass die verschiedenen Erfordernisse bezüglich unterschiedlicher Präferenzen, Schwellenwerten und Grenzen der Substituierbarkeit berücksichtigt werden können.

Eine ausführlichere Diskussion der Verfahren der letzten beiden Gruppen erfolgt bei den jeweiligen Verfahrensbeschreibungen in Kapitel 2, 4 und 5.4.

### 5.3.4. Beispiele

#### 5.3.4.1 Beispiel 1: Bewertung von Grundwasservorkommen für die Trinkwassernutzung

In Österreich werden mehr als 99% des Trinkwasserbedarfes aus Quell- und Grundwasservorkommen gedeckt. Gleichzeitig werden die Grundwasservorkommen durch eine Reihe von Nutzungen gefährdet, wobei dazu die Landwirtschaft, die Abwässer, und die Energiewirtschaft zählen. Die landwirtschaftliche Nutzung und die Einleitung von Abwässern in die Oberflächengewässer beeinflussen direkt die Qualität der Grundwasservorkommen. Die hydroelektrische Energienutzung verändert durch die Wasserspiegellage im Gewässer die Interaktion zwischen Fluss und Grundwasser und verändert damit die Grundwasserströmung und die Grundwasserqualität. Dies ist insofern von Bedeutung als die Grundwasservorkommen im Bereich der Auwaldzone neben geringen Nitratkonzentrationen eine gute Grundwasserqualität bei hoher Verfügbarkeit aufweisen. Nachtnebel et. al., 1989 und Jung (1992) zeigen die Vernetzung zwischen hydraulischen Gegebenheiten und der Grundwasserqualität in donanahen Grundwasserkörpern auf. Generell ist nach Aufstau eine Reduktion des gelösten Sauerstoffes im Grundwasser festzustellen, die mit 2-4 jähriger Verzögerung von einer Zunahme an gelöstem Eisen und Mangan begleitet wird, wodurch die potentielle Trinkwassernutzung eingeschränkt wird.

Da z.B. die Grundwasservorkommen des Marchfeldes durch intensive landwirtschaftliche Nutzung und durch Altlasten in qualitativer Hinsicht stark beeinträchtigt sind, bieten die donanahen Grundwasservorkommen eine wertvolle Alternative für die regionale Wasserversorgung. Durch verschiedenen Kraftwerksprojekte sowie durch die Errichtung des Nationalparkes Donau-March-Thaya Auen wird die Nutzung aber eingeschränkt. Durch die Stauhaltungen, die im Zuge eines Kraftwerksbaues notwendig sind, ist eine Beeinträchtigung der Qualität zu erwarten, während durch den Nationalpark eine Begrenzung der Entnahme gegeben ist. Nachfolgend sollen nun eine monetäre Beurteilung der Grundwasservorkommen durchgeführt werden, wobei primär Bezug auf die Studie von Schönback et. al., 1997 genommen wird.

In Nachtnebel (1991) werden die Grundwasserverhältnisse im Marchfeld und die Interaktion mit der Donau dargestellt. Die Donau stellt demnach mit ihrem Wasserspiegel eine Randbedingung für das angrenzende Grundwasser dar. Je nach Abfluß in der Donau wirkt diese als Vorfluter bzw. speist sie frisches Donauwasser ins Grundwasser ein. Wie bereits von Nachtnebel et. al., 1989 gezeigt wurde, bedarf das Grundwasser eines Austausches mit der Donau, da sonst die Sauerstoffkonzentration im Grundwasser sinkt. Als Folge stellten sich auch im derzeitigen Fall, wenngleich nur kurzfristig, örtlich sauerstoffzehrende Verhältnisse ein, die nachfolgend von einer Zunahme an gelöstem Eisen und Mangan begleitet werden.

#### Erfassung der aktuellen Entnahmen für Trinkwasserzwecke

Derzeit werden in der linksufrigen Donau-March näheren Bereich etwa 11 100 Personen über Gemeinde eigene Versorgungsanlagen und durch Hausbrunnen versorgt, wobei die Wasserqualität bei einigen Versorgern als problematisch zu beurteilen ist. Bei einem durchschnittlichen jährlichen Bedarf von 50 m<sup>3</sup>/Kopf ergibt sich ein Bedarf von 557 000 m<sup>3</sup>/a, oder von 18 l/s. Um den Spitzenbedarf zu

decken, wäre die Anlage auf das etwa Dreifache, also 54 l/s auszulegen. Am rechten Donauufer wird eine vergleichbare Anzahl von Personen, nämlich 11 800, mit Trinkwasser versorgt, wobei eine zentrale Versorgung besteht. Der Bedarf ist vergleichbar mit dem linken Ufer und wird mit 587 000 m<sup>3</sup>/a oder 18,6 l/s angegeben. Laut Aufzeichnungen werden derzeit in Spitzenzeiten lediglich 45 l/s gefördert.

#### zukünftiger Bedarf und geplante Entnahmen

Planungen gehen davon aus, dass neben der Versorgung der Bevölkerung auch das Marchfeld, sowie Teile des Weinviertels versorgt werden sollen. Die maximalen zusätzlich geplanten Entnahmen liegen bei 25 Mio m<sup>3</sup>/a, was dem 25-fachen der derzeitigen Entnahmen entspricht (NÖSIWAG 1993; Donaukraft, 1989). Experten schätzen, dass auch eine Steigerung in der Region erfolgen wird, wobei mittelfristig ein pro Kopfverbrauch von 90 m<sup>3</sup>/a angenommen wird. Eine aus wasserwirtschaftlicher Sicht realistische Obergrenze für die Entnahmen wird mit 1,5 m<sup>3</sup>/s oder 44,7 Mio m<sup>3</sup>/a geschätzt. Ein großer Teil der Entnahmen würde im Gebiet des Nationalparks erfolgen, wobei zu prüfen wäre, wie weit diese Entnahmen Nationalpark verträglich wären.

#### monetäre Beurteilung der Aufbereitungskosten

Unter Berücksichtigung der Auswirkungen von Stauhaltungen auf die Grundwasserqualität, die sich im Wesentlichen in Rücklösung von Eisen und Mangan äußern, fallen zusätzliche Kosten für die Aufbereitung des entnommenen Grundwassers an.

Unter Berücksichtigung verschiedener Quellen (Gombach et. al., 1985; Mutschmann et. al., 1991) werden für die Aufbereitung derartiger Wässer spezifische Kosten der Entnahmeleistung auf der Preisbasis von 1993 angegeben (Leiner, 1993):

Investitionskosten	330 Mio ATS/(m <sup>3</sup> /s)
Betriebskosten	0,8-1,0 ATS/m <sup>3</sup>

Die Kosten sind als Untergrenze anzusehen, da noch die Filterung von Schwebstoffen und andere Reinigungskosten anfallen können.

Als Alternative wurde noch die Grundwasserbelüftung untersucht, wodurch die Aufbereitungskosten wegen erhöhten Eisen- und Mangangehaltes wegfallen könnten.

Investitionskosten	50 Mio ATS/(m <sup>3</sup> /s)
Betriebskosten	0,1-0,2 ATS/m <sup>3</sup>

Je nach Ausbauvariante wären die Entnahmestellen unterschiedlich beeinträchtigt, und somit können für jede Variante die zusätzlich Kosten nach obigen Angaben ermittelt werden.

Geht man von einer Nationalparkunverträglichkeit der Entnahmen aus, so müssen Wertschöpfungsverluste in der Analyse berücksichtigt werden. Als Berechnungsgrundlage werden dabei die Verkaufserlöse der Grundeigentümer, der österreichischen Bundesforste, herangezogen, die pro m<sup>3</sup> 0,1-0,4 ATS erzielen. Wegen der Wasserknappheit in der Region wird angenommen, dass die entsprechende Nachfrage weitgehend unbefriedigt bleibt. Daher sind die entfallenden Erlöse als Opportunitätskosten zu berücksichtigen. Also von potentiell möglichen 44,7 Mio m<sup>3</sup> jährlicher Entnahme sind die bestehenden Nutzungen, sowie alle Nationalpark verträglichen Entnahmen abzuziehen. Geht man von ca. 24,8 Mio m<sup>3</sup> aus, die bei einem Nationalpark außer Nutzung zu stellen wären, so entspricht dies Opportunitätskosten von 9,9 Mio ATS/a. Je nach Kraftwerksvariante wären dann entsprechende Aufbereitungskosten in Rechnung zu stellen.

#### Diskussion

Ein Grundwasservorkommen ist für die örtliche und regionale Wasserversorgung von hohem Interesse. Die in diesem Gebiet geplanten Varianten, die entweder durch verschiedene Kraftwerksstandorte oder durch die Errichtung eines Nationalparks gekennzeichnet sind, haben Auswirkungen auf die Wassernutzung. Die Kraftwerke verursachen erhöhte Aufbereitungskosten, die

auf Grund von Vergleichszahlen ermittelt wurden, während bei der Realisierung eines Nationalparks mit einer stark eingegrenzten Förderung zu rechnen ist. In diesem Fall sind dann Opportunitätskosten heranzuziehen.

Problematisch bleibt die Situation, da auch in der Umgebung keine alternativen Wasservorkommen zur Verfügung stehen. Es müsste daher eine Anbindung an ein überregionales Versorgungsnetz gedacht werden. Es kommt damit zu einer Kosten- und Nutzenverlagerung über die Region hinaus.

#### 5.3.4.2 Beispiel 2: Restwasserproblematik und Gewässergüte

Viele Fließgewässer sind für die Energienutzung durch Stauhaltungen unterbrochen, und zusätzlich erfolgen meist noch Ausleitungen. Die über die Wehranlage ins Unterwasser abzugebende Pflichtwassermenge wird im Zuge des Wasserrechtsverfahrens festgelegt. Bei den älteren Anlagen wurden meist überhaupt keine Vorschriften gemacht, sodass längere Gewässerabschnitte über längere Zeit hindurch trocken fallen und nur bei höherer Wasserführung dotiert werden. Später, in den Siebziger und Achtziger Jahren, wurden die Umweltauswirkungen erkannt und höhere Pflichtwassermengen vorgeschrieben. Dennoch war eine Beeinträchtigung der Gewässergüte zu beobachten. Die Auswirkungen sind stark Standort abhängig, doch sind generell Änderungen in der Hydrologie, im Sedimenthaushalt, in der Gewässergüte und Auswirkungen auf die Biologie erkennbar.

Die Auswirkungen können

- monetär quantifiziert werden, wofür z.B. nutzungsbezogene Einschränkungen herangezogen werden können (Erholung, Sportfischerei, Grundwassernutzung);
- oder durch umfragebasierte Erhebungen beurteilt werden, wie durch die Kontingenzmethode, wobei die Zahlungsbereitschaft der Betroffenen für eine Erhöhung des Abflusses ermittelt wird. Dafür wurden auch Fotomontagen verwendet, die verschiedene Abflusssituationen zeigen, und daraus die erforderliche Abgabe abgeleitet.
- auch in einem multi-kriteriellen Schema beurteilt werden, wobei wirtschaftlicher Nutzen der eingeschränkten Umweltqualität gegenübergestellt wird. Letztere kann durch eine Reihe von Kriterien erfasst werden.

An Hand eines realen Beispiels soll in einem 2-dimensionalen Zielrahmen (Ökonomie, Ökologie) mit zwei bzw. 5 Kriterien eine Kompromisslösung gefunden werden, da beide Zielsetzungen simultan nicht voll erfüllt werden können.

(1) Festlegung der Ziele und Kriterien:

Bei Betrachtung einer Restwasserstrecke lassen sich folgende Veränderungen, ohne Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben, leicht erkennen: Absenkung des Wasserspiegels im Flusslauf, Reduktion der Fließgeschwindigkeit, Sedimentation von Schwebstoffen und organischer Substanz, eventuell Geruchsbelästigung, Algenbildung, Erhöhung der Wassertemperatur, reduzierter Lebensraum (aquatischer Bereich), Veränderung des Sauerstoffhaushaltes, Absenkung des Grundwasserspiegels in Ufernähe, Beeinträchtigung der Fluss- und Uferlandschaft, Degradation der Tierwelt.

Die generelle ökonomische Zielsetzung liegt in einer möglichst effizienten Nutzung des Wasserdargebotes (§104 WRG). Die umweltorientierte Zielsetzung liegt in einer möglichst geringen Beeinträchtigung der Umwelt bzw. im Erhalt der ökologischen Funktionsfähigkeit (§ 105 WRG). Die Zielsetzungen sind nachfolgend noch soweit durch Kriterien zu präzisieren, dass sie klar messbar werden. Ebenso sollten die Kriterien möglichst voneinander unabhängig sein und ein breites Wirkungsspektrum abdecken.

Für die wirtschaftliche Zielsetzung werden der jährliche Nettonutzen (ANB) und die Anzahl der Stillstandstage (OPD) herangezogen. Für die Beschreibung der Umweltqualität werden auf dieser Ebene ausschließlich physikalische Messgrößen herangezogen, da die Messung und speziell die Bewertung biologischer Indikatoren meist zu aufwendig ist. Die ausgewählten Größen beinhalten den



Anstieg der Wassertemperatur ( $\Delta T_w$ ), Änderung des Sauerstoffgehaltes ( $\Delta O_2$ ), die Wassertiefen in den Profilen um die Passierbarkeit der Restwasserstrecke zu erfassen ( $H_{MA}$ ), den Aquatischen Lebensraum (VOL), und die Varianz der Gewässerbreiten ( $\sigma$ ), die als morphometrische Größe dienen. Die umweltbezogenen Kriterien können durch Nutzenfunktionen, Eignungsfunktionen, Zugehörigkeitsfunktionen auf eine normierte Skala abgebildet werden, wobei der Wert 0 ungeeignet und der Wert 1 einen sehr guten Wert darstellt. In der Literatur ist dazu umfangreiches Material vorhanden.

Als Beispiel möge der gelöste Sauerstoffgehalt dienen. Im Bereich von etwa 80-100 % Sättigung sind sehr gute Bedingungen gegeben, also etwa ein Wert von 1. Mit abnehmender Konzentration fällt auch die Bewertung, um bei 25% auf Null zu fallen. Eine Übersättigung wird als sehr negativ für die Biologie angesehen, sodass bei 120% bereits ein Wert von Null erreicht wird. Aufwärmungen von weniger als 1°C werden als vernachlässigbar eingestuft, während Erwärmungen um mehr als 3°C als untragbar anzusehen sind.

### (2) Festlegung von Projektalternativen

Eine Reihe von Projektalternativen ist zu untersuchen, wobei diese einen möglichst breiten Bereich von Möglichkeiten abdecken sollte, um sicherzustellen, dass die "günstigen Alternativen" in diesem Bereich enthalten sind. Projektalternativen ergeben sich durch Variation der Pflichtwassermenge, durch die Länge der Ausleitungsstrecke, inklusive direkter Stauhaltung und durch die Gestaltung und Ausführung der Ausleitung, des Staubereiches und der Entnahmestrecke.

Hier wird nur die wichtigste Entscheidungsvariable, nämlich die Pflichtwassermenge, ausgewählt, um eine Reihe von Projektalternativen zu generieren. Weiters wird angenommen, dass ein Kraftwerk zu planen ist, und dass daher dessen Kapazität optimal an vorgegebene Pflichtwasserabgaben angepasst werden kann. Für eine existierende Anlage, die nachträglich eine geänderte Pflichtwasservorschreibung zu erfüllen hätte, bestünde keine Möglichkeit zur Leistungsanpassung, und dementsprechend würden höhere Verluste resultieren.

Entsprechend diesen Überlegungen kann die Pflichtwasserabgabe in einem weiten Bereich variiert werden und für jede Abgabe die Auswirkung auf die ökonomische Effizienz und die Umweltqualität werden. Es sind jene Projektalternativen auszuwählen, die im Hinblick auf beide Zielsetzungen "günstige" Ergebnisse liefern.

### (3) Messung und Bewertung der Alternativen

In etlichen Restwasserstecken wurden Messungen durchgeführt, die die Veränderungen der oben angeführten Parameter im Tagesgang erfassten und sie auch noch auf unterschiedliche Wasserführungen bezogen. Im Vergleich mit Modellrechnungen, die die Hydraulik und die morphologischen Parameter, sowie den Tagesgang im Sauerstoff und in der Temperatur simulierten, ergaben sich für die meisten Abflusssituationen gute Übereinstimmungen mit den Beobachtungen. Bei niedrigen Wasserführungen resultierten beträchtliche Erhöhungen in der Wassertemperatur und große Schwankungen im Sauerstoffhaushalt. Weiters wurden nur geringe Wassertiefen in der Restwasserstrecke beobachtet, was in einigen Kolkabschnitten zu Falleneffekten führte. Für eine gewählte Pflichtwassermenge wurde die Ausbauleistung der Anlage optimiert und die Jahresarbeit, der Jahresertrag und die Anzahl der Stillstandstage aufgrund der hydrographischen Unterlagen ermittelt.

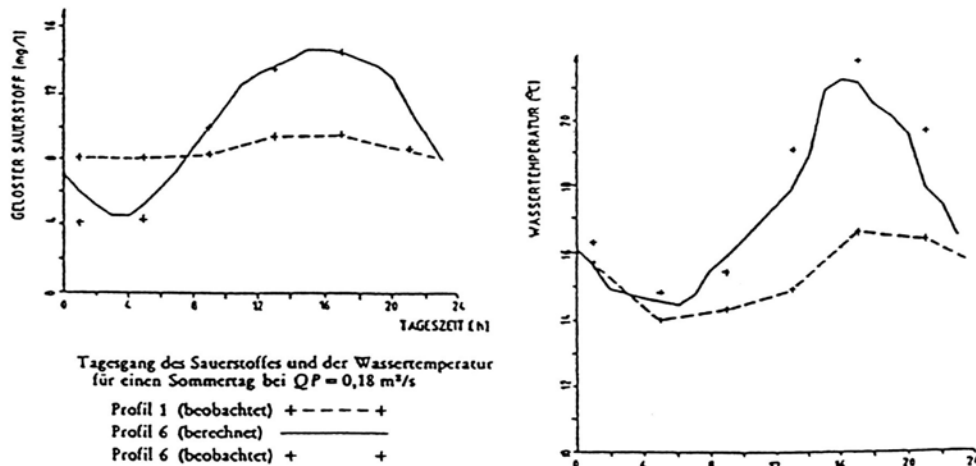


Abb. 5.3-2: Tagesgang des Sauerstoffes und der Wassertemperatur bei sehr niedrigem Sommerabfluss

Für jedes Profil und für jeden Zeitpunkt erhält man nun eine Reihe von Wertgrößen, die mit Hilfe der Zugehörigkeitsfunktion zu bewerten sind. Liegen für ein Profil  $i$  und eine Variable  $j$ , z.B. für die Wassertiefe, mehrere Messwerte  $k$  vor, so ist bei Vereinigung der Messwertgruppe anzusetzen:

$$\mu_{i,j} = \text{Max}_k(\mu_{i,j,k})$$

Dieses Ergebnis ist plausibel, da die Passierbarkeit eines Profils durch seine größte Wassertiefe gekennzeichnet ist. Für alle Profile gemeinsam gilt für die einzelnen Profile bei Durchschnittsbildung:

$$\mu_i(X) = \text{Min}_j(\mu_{i,1}(X), \mu_{i,2}(X), \dots, \mu_{i,j}(X))$$

Dieses Ergebnis stimmt mit ökologischen Überlegungen insofern überein, als der Minimumfaktor für die Umweltqualität bestimmend ist: so wird z.B. die Passierbarkeit eines Flussabschnittes durch das Profil mit der geringsten Tiefe festgelegt.

#### (4) Reihung der Alternativen

Jede der beiden Zielsetzungen ist durch mehrere Kriterien gekennzeichnet, die ein Maß für die Zielerfüllung darstellen. Da keine Projektalternative existiert, die gleichzeitig beiden Zielsetzungen optimal entspricht, ist ein Kompromiss zwischen beiden Zielsetzungen anzustreben.

Zu diesem Zweck wurde das Composite-Programming-Verfahren angewandt. Dieses Verfahren erreicht eine Kompromisslösung in einem zweistufigen Prozess. Zuerst erfolgt ein Abgleich innerhalb der einzelnen Teilziele und sodann zwischen den Hauptzielen. Dazu werden die einzelnen Kriterien schrittweise zusammengefasst.

Um die Alternativen zu reihen, wird mit vorgegebenen Gewichten ein Distanzmaß zu einem idealen Punkt  $X^+$  berechnet. Jene Lösung ist zu bevorzugen, die dem Idealpunkt, der bei jeweils ausschließlicher Betrachtung eines Zieles erreichbar wäre, am nächsten kommt. Liegt das Ziel in der Erreichung eines möglichst großen Wertes, so ist das Symbol durch ein „+“ gekennzeichnet, während bei einem idealen niedrigen Wert, z.B. der Anzahl der Stillstandstage (OPD) ein „-“, gewählt wird.

Die Distanz zum Idealpunkt ist für die zwei Zielsetzungen und die allgemeine Zielfunktion formuliert. Die Gewichte  $\alpha_{ij}$  kennzeichnen die Bedeutung der einzelnen Kriterien; für  $p=2$  gilt das übliche Distanzmaß, für  $p>2$  geht die größte Einzelabweichung stärker ein als die übrigen. Für  $p=>3$  beginnt der Minimumfaktor zu dominieren, was bei vielen umweltrelevanten Fragen wesentlich ist. Bei Wahl eines  $p=1$  wäre ein beliebiger Austausch möglich, ähnlich wie bei der additiven Nutzwerttheorie.

$$Z_1 = \left\{ \alpha_{1,1} \left| \frac{ANB^+ - ANB}{ANB^+ - ANB_-} \right|^{P_1} + \alpha_{1,2} \left| \frac{OPD_+ - OPD}{OPD_+ - OPD_-} \right|^{P_1} \right\}^{1/P_1}$$

$$Z_2 = \left\{ \sum \alpha_{2,i} \cdot (\mu_i(X^+) - \mu_i(X))^{P_2} \right\}^{1/P_2}$$

$$Z_0 = \left\{ \beta_1 Z_1^q - \beta_2 Z_2^q \right\}^{1/q}$$

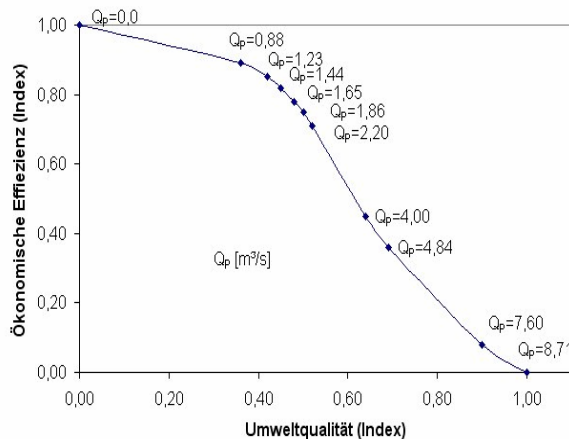
Tab. 5.3-2: Gewichte und Parameter in den Zielfunktionen

	Gewichte			Exponent
Ökonomische Zielfunktion	Z <sub>1</sub>	α <sub>1,1</sub> 0,8	α <sub>1,2</sub> 0,2	P <sub>1</sub> 2
Ökologische Zielfunktion	Z <sub>2</sub>	α <sub>2,1</sub> =α <sub>2,2</sub> =α <sub>2,3</sub> =α <sub>2,4</sub> =α <sub>2,5</sub> 0,2		P <sub>2</sub> 4
Gesamtzielfunktion	Z <sub>0</sub>	β <sub>1</sub> 0,5	β <sub>2</sub> 0,5	q 2

Die einzelnen ökologischen Kriterien werden als gleich wichtig angesehen. In der "Gesamt"-Zielfunktion, deren Minimum zu ermitteln ist, werden Umweltqualität und ökonomische Effizienz als gleichbedeutend eingeschätzt.

Für einen Sommertag mit einer Abflussmenge von 8,7 m<sup>3</sup>/s sind nun die einzelnen Zielfunktionen ermittelt wurden und in Abb. 2 graphisch dargestellt. Jeder Punkt auf der Transformationskurve entspricht einer bestimmten Pflichtwassermenge.

Bei rein ökonomischen Zielsetzungen resultiert natürlich ein Q<sub>p</sub>=0, während eine Zielsetzung zur Beibehaltung des aquatischen Ökosystemzustandes ein Q<sub>p</sub>=8,7 m<sup>3</sup>/s ergibt, das heißt, dass kein Wasser ausgeleitet wird.

Abb. 5.3-3: Transformationskurve für einen typischen Sommertag, Q=8,7 m<sup>3</sup>/s

Bei einem Abgleich von "Ökonomie und Ökologie", dies entspräche β<sub>1</sub>=β<sub>2</sub>=0,5, würde eine Restwassermenge von 1,86 m<sup>3</sup>/s für diesen Tag notwendig sein. Dies hätte 29% Verlust im Jahresnettonutzen zur Folge. Bei einer rein wirtschaftlichen Zielsetzung beträgt die optimale installierte Leistung 812 kW.

Die oben angeführte Lösung besagt, dass für eine bestimmte Abfluss- und Wettersituation eine entsprechende Pflichtwassermenge notwendig ist, um beiden Zielsetzungen zu genügen. Würde die

Bemessung für einen anderen Tag durchgeführt werden, so wäre eine andere Pflichtwassermenge zu erwarten. Offensichtlich ist an heißen, wolkenlosen Tagen eine höhere Wasserabgabe am Wehr notwendig, um die Gewässeraufwärmung in Grenzen zu halten. Ebenso ist nach längeren Niederwasserperioden mit einer verstärkten Veralgung und damit einer starken Beeinflussung des Sauerstoffhaushaltes zu rechnen. Um nun dem stochastischen Anteil im Input Rechnung zu tragen, wurde eine Reihe von 300 Sommerereignissen simuliert. Diese Ereignisse entsprechen, in ihrer Auftretswahrscheinlichkeit den langjährigen Beobachtungsreihen aus Hydrologie (Abfluss, Wassertemperatur) und Meteorologie (Wind, Lufttemperatur, Strahlungsdaten, Sonnenscheindauer, Bewölkung). Für jede Situation wurde die Pflichtwassermenge berechnet. Interessant ist, dass 90 % aller Pflichtwassermengen in einem Bereich von 1,8 bis 1,9 m<sup>3</sup>/s liegen. Lediglich 3 % aller "Ergebnisse" (Pflichtwassermengen) rangieren zwischen 2,0 und 2,5 m<sup>3</sup>/s. Der gesamte Lösungsbereich liegt zwischen 1,72 und 2,5 m<sup>3</sup>/s.

Die nunmehr ausstehende Entscheidung liegt in der Angabe des zulässigen Risikos, das mit der Vorschreibung einer Pflichtwassermenge verbunden ist. Eine Festlegung in der Größe des Erwartungswertes von 1,85 m<sup>3</sup>/s hätte zur Folge, dass in 50 % aller Ereignisse (kritischer Sommertage) die Restwassermenge zu gering wäre, d.h. eine dramatische Beeinträchtigung der Umwelt zu erwarten wäre. Eine Festsetzung von  $Q_p = 2,0$  m<sup>3</sup>/s bedeutet eine Pflichtwassermenge, die in 97 % aller Fälle ausreicht.

#### (5) Diskussion der Ergebnisse

Die vorgeschlagene Methode zur Ermittlung der Pflichtwassermenge berücksichtigt sowohl hydraulische, hydrologische, ökologische und meteorologische Eingangsgrößen. Die Ermittlung erfolgt unter gleichzeitiger Berücksichtigung von ökonomischer und ökologischer Zielsetzung. Die Unsicherheit in den Daten wird explizit berücksichtigt, indem eine Verteilung für die Pflichtwassermenge angegeben wird. Der mit obigem Verfahren ermittelte Wert der Pflichtwassermenge liegt weit über der wasserrechtlich festgesetzten Menge, deutlich über anderen empirischen Berechnungsverfahren und liegt etwas über dem kleinsten bisher beobachteten natürlichen Abflusswert.

#### 5.3.4.3 Beispiel 3: Monetäre Umweltbewertung

##### (1) Übersicht über monetäre Umweltbewertungsverfahren

Häufig werden bei Projekten mit Umweltbelastungen Kosten-Nutzen-Analysen durchgeführt. Dabei werden primär jene Kosten- und Nutzenanteile erfasst, die direkt mit Nutzungen und Nutzungseinschränkungen verbunden sind. Da für eine Reihe von Umweltgütern kein Markt existiert, ist es schwierig monetäre Größen anzugeben. Man führt die Wirkungen dann als intangible Größen an, man versucht die Nutzleistungen der Umwelt durch Alternativkostenansätze zu erfassen, in dem man die Kosten für die billigste Technik sucht, die die gleichen Leistungen erbringt, oder man konstruiert durch Befragung einen virtuellen Markt und versucht über die Zahlungsbereitschaft den Wert eines Umweltgutes daraus zu ermitteln. Weiters bleibt die Schwierigkeit bestehen, dass durch die Quantifizierung in monetären Größen eine Diskontierung der Umwelt vorgenommen wird, was äquivalent zu der Annahme einer beliebigen Reproduzierbarkeit nach Ablauf der Lebensdauer ist.

Der ökonomische Gesamtwert von Umweltgütern kann aus mehreren Komponenten ermittelt werden. Zuerst werden die direkten Erträge aus der Nutzung einer Ressource ermittelt, was durch klassische K-N-Verfahren relativ einfach ist, wobei die Vorleistungen der Umwelt hier gar nicht berücksichtigt werden. Typische Beispiele sind Freizeit und Erholung, Sportfischerei, angepasste Landnutzung. Zur Beurteilung können Marktanalysen, Reisekostenansätze, Kontingenzverfahren heran gezogen werden.

Weiters werden die indirekten Werte geschätzt, wobei auf Umweltprozesse Bezug genommen wird, die direkten Nutzen für den Menschen haben. Dazu zählt z.B. die Reinigungsleistung von Feuchtgebieten, die Nährstoffe akkumulieren und abbauen. Als monetäres Verfahren wird der

Vermeidungskostenansatz oder der Wiederherstellungsaufwand verwendet. Die dritte Komponente stellt der Optionswert dar, der die zukünftige Nutzungsmöglichkeit beurteilt, ohne dass bereits ein konkretes Projekt dazu vorliegt. Und schließlich stellt die Existenz an sich bereits einen Wert dar, ohne dass dabei an eine Nutzung gedacht wird. Für die beiden zuletzt angeführten Komponenten wird häufig die Kontingenzmethode herangezogen, wo aus der Befragung Betroffener ein hypothetischer Wert abgeleitet wird.

## (2) Kontigenzbewertung

Dieses Verfahren versucht durch Befragung direkt Betroffener deren Wertvorstellungen zu ermitteln und schließlich einen monetären Wert anzugeben. Damit können aus der Zahlungsbereitschaft Wertschätzungen zukünftiger Veränderungen und von einer Nutzung unabhängige Wertschätzungen erhoben werden. Bei der Schaffung dieses hypothetischen Marktes wird zuerst die Grundgesamtheit, die nötige Stichprobe, Informationsmaterial über den Befragungsgegenstand und ein Fragebogenkonzept festgelegt. Betroffen sind alle jene, die im Projektsgebiet leben oder die direkt Funktionen im Gebiet nutzen, wie Besucher und Touristen. Die Repräsentativität der Stichprobe voraus gesetzt, werden persönliche und ausführliche Interviews durchgeführt, wobei die prinzipielle Zahlungsbereitschaft, die Höhe der fiktiven Zahlung und die Zahlungsform erhoben wird. Typische Fragestellungen bei der Beurteilung von Umweltgütern lauten:

- Welchen Geldbetrag wären Sie bereit maximal für die Realisierung einer bestimmten (dem befragten bekannten) Umweltverbesserung auszugeben?
- Welchen Geldbetrag müsste man Ihnen mindestens bieten, dass auf die in Aussicht gestellte Umweltverbesserung verzichtet wird?
- Welchen Geldbetrag müsste man Ihnen mindestens bieten, dass Sie eine bestimmte Umweltverschlechterung akzeptieren?
- Welchen Geldbetrag wären Sie maximal bereit zu zahlen, damit diese Verschlechterung nicht eintritt?

## (3) Anwendung auf das Biosphärenreservat Elbe

Derartige Verfahren wurden bei Naturschutzprojekten schon mehrmals angewandt. Dehnhardt und Meyerhoff (2002) wandten dieses Verfahren zur Bewertung der Stromlandschaft Elbe an. Für das geplante Entwicklungsprogramm an der Elbe besteht das Ziel in der nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft und im verbesserten Schutz biologischer Vielfalt in den Elbauen. Mit dem Biosphärenreservat Elbe wird eine Flusslandschaft von 370 000 ha geschützt.

Es wurden 700 Befragungen im Elbegebiet und zu Vergleichszwecken 300 Befragungen im Weser- und im Rheingebiet durchgeführt. Von den Befragten waren ca. 90 % schon einmal an der Elbe gewesen und kannten die Situation. 22 % waren prinzipiell zahlungsbereit, und dieser Anteil war in allen Flussgebieten etwa gleich. Erwartungsgemäß war der Anteil der Zahlungsbereiten bei den „Nutzern“ (jenen, die schon vor Ort waren), deutlich höher (etwa 27%) im Vergleich zum Anteil aus der Nichtnutzerguppe (etwa 12 %). Ebenso war die abgefragte Zahlungsbereitschaft der Nutzer mit 17.9 €/Jahr deutlich höher als bei der anderen Gruppe, die lediglich 7,5 € bereit war zu zahlen. Die Mittelwerte lagen in allen drei Flussgebieten sehr eng zusammen. Schließlich wurde die angegebene Zahlungsbereitschaft mit ökonomischen Indikatoren der befragten, mit ihrer Umwelteinstellung und mit ihrem Wohnort verglichen und analysiert. Unter Berücksichtigung dieser Zusammenhänge konnte eine Umlegung auf die Gesamtbevölkerung erfolgen und daraus die Gesamtzahlungsbereitschaft berechnet werden. Für die drei Flussgebiete ergibt sich damit ein vorsichtig geschätzter Jahresertrag von 153 Mio €. Vergleichbare Untersuchungen liegen für mehrere Naturschutzgebiete in Deutschland vor (Hampicke et. al., 1998).

## (4) Anwendung auf den Nationalpark Kalkalpen

In Österreich wurde die Zahlungsbereitschaft für den Nationalpark Kalkalpen (Hackl und Pruckner, 1995) und für den Nationalpark Donau-March-Thaya Auen (Schönbäck et. al., 1999) erhoben. Für den Nationalpark Kalkalpen wurde in den Sommermonaten eine Befragung 1 400 Personen durchgeführt,

wobei in dieser Stichprobe auf die Gemeinden, sowie auf Einheimische und Urlauber enthalten waren. Ergänzend wurden 500 Tageseinpendler aus Linz in die Befragung integriert. Die Befragten wurden ausführlich über das Projekt und seine Konsequenzen informiert. Schließlich wurde durch Vorgabe eines schrittweise veränderten Betrags die Zahlungsbereitschaft getestet. Pro geplantem Aufenthaltstag ergeben sich

Einpendler aus Linz	57,5 ATS/Tag
Tourist in NO-Region	49,6 ATS/Tag
Tourist in SW-Region	50,6 ATS/Tag
Einwohner in NO-Region	56,1 ATS/Jahr
Einwohner in SW-Region	41,4 ATS/Jahr

Unabhängig von einem Besuch wären 22% der Besucher bereit, allein für die Existenz des Nationalparks 34 ATS/Jahr zu bezahlen.

Um nun die Besucherhäufigkeit und Dauer abzuschätzen wurden Referenzwerte aus vergleichbaren Nationalparks (Engadin, Berchtesgaden, Bayerischer Wald) herangezogen und die Besucherdichte ermittelt. Geht man von den relativ niedrigen Besucherzahlen des NP Engadin aus, so ergäbe sich auf die Fläche des NP Kalkalpen übertragen, ein Gesamtnutzen von 55 Mio ATS/Jahr. Laut Angaben der NP-Planung ist mit Jahreskosten von 50 Mio ATS zu rechnen, die sich aus Infrastrukturinvestitionen, laufende Kompensationszahlungen für Außernutzungsstellungen bzw. für Nutzungseinschränkungen in der Land- und Forstwirtschaft zusammensetzen.

Sowohl aus betrieblicher Sicht als auch aus regionalwirtschaftlicher Sicht, wo noch die Einkommenszuwächse zu berücksichtigen sind, erscheint das Vorhaben als wirtschaftlich gerechtfertigt.

#### (5) Diskussion

Es wurde die Kontingenzmethode zur Erhebung des Wertes von Umweltgütern kurz vorgestellt. Diese Methode wurde bei mehreren Naturschutz- und Umweltprojekten angewandt. Sie ergab plausible und vergleichbare Ergebnisse. Die implizite Erfassung von monetären Wertgrößen für Umweltgüter wird als brauchbares Instrument angesehen und unterstützt eine objektive Entscheidungsfindung.

## 5.4. Bewertung der Bewertungsverfahren

Wie die Bewertung allgemein erfolgt auch die Bewertung von Bewertungsverfahren aufgrund von Kriterien, die in den vorangegangenen Kapiteln entwickelt wurden. Ihnen sind folgende generelle Ziele übergeordnet:

- **Inhaltliche Gültigkeit** im rechtlichen Kontext des Bewertungsanliegens: Unter diesem Gesichtspunkt soll untersucht werden, für welches Bewertungsanliegen ein vorgegebenes Verfahren angewendet werden könnte, und ob dieser Anwendungsfall inhaltlich korrekt ist. Wie im Abschnitt zur rechtlichen Verträglichkeit angeführt wurde, ist beim Variantenvergleich das Bewertungsanliegen aus den relevanten Gesetzen abzulesen, es gibt aber Spielräume bei der Behandlung von nicht-monetären Kriterien, die im folgenden Abschnitt zusammengefasst werden.
- **Strukturelle Gültigkeit** insbesondere im Hinblick auf die Datengrundlage: Jedes Bewertungsverfahren stellt spezifische Ansprüche an die erforderlichen Daten, die im Folgenden kurz dargestellt werden. Es ist dann zu diskutieren, wie sie erfüllt werden können (sofern nicht trivial), und mit welchen Unsicherheiten diese Daten behaftet sind.
- **Praktische Akzeptanz**: Die Bewertungsmethoden sollen von den Planungsbetroffenen akzeptiert werden und nicht zusätzliche Konflikte über möglicherweise unannehmbare Annahmen der Bewertungsverfahren in den Entscheidungsprozess einführen. Die Planungsbetroffenen (Akteure) sind i.d.R. Bauherr, Planer, Land und die betroffene Bevölkerung. Stellvertretend für die Planungsbetroffenen erfolgt die Beurteilung der Akzeptanz im Rahmen der Studie mit dem AK SWW sowie internen Diskussionen mit den Vertretern der Praxis.
- **Der Bewertungsvorgang** soll objektiv und vorurteilsfrei, transparent und nachvollziehbar sein. Aus diesen generellen Zielen ergeben sich konkrete Forderungen an die Bewertungsverfahren. Damit der Sachverhalt objektiv und auch nachvollziehbar dargestellt wird, ist deutlich zwischen überprüfbaren Annahmen (Kostenfaktoren, Emissionen) und unsicheren Aspekten zu unterscheiden, die im Sinn der strukturellen Gültigkeit entsprechend weiterzuverarbeiten sind (z.B. Kostenbänder nach LAWA zur Bewältigung der Unsicherheit bei Kostenschätzungen). Ebenso sind deshalb frühzeitige Aggregationen (mit zusätzlichen impliziten Annahmen) zu vermeiden. Bei Wertaussagen, ist eine subjektive Beurteilung unumgänglich, die aber durch ein unvoreingenommenes Verfahren nicht vorweggenommen werden darf, weswegen das Verfahren ein Mindestmaß an Flexibilität benötigt. Transparenz und Nachvollziehbarkeit bedeutet für Wertentscheidungen, dass die Entscheidungsgründe (z.B. für die Wahl von Wertgewichten) so dargelegt sind, dass sie auch durch am Entscheidungsprozess nicht beteiligte Dritte (z.B. Förderstelle, Rechnungshof) nachvollziehbar ist, was wiederum die Flexibilität der Verfahren einschränkt. Ein in der theoretischen Analyse vorgeschlagenes Kriterium zum Umgang mit dieser Problematik ist die Untersuchung der Manipulationsmöglichkeit von Bewertungsverfahren.

### 5.4.1. Inhaltliche Gültigkeit: Formulierung des Bewertungsanliegens

Grundsätzlich hängt die Eignung eines konkreten Bewertungsverfahrens vom Bewertungsanliegen ab, das seinerseits wieder auf den Anwendungsfall zugeschnitten ist. Aus der Praxis der SWW sind vor allem folgende drei Problemkreise für Variantenuntersuchungen für diese Studie von Interesse:

- I. Vergleich von Entsorgungskonzepten für konkrete Planungen
- II. Systematischer Technologievergleich für konkrete Planungen
- III. Überregionale Konzepte

- I: Der Vergleich von Entsorgungskonzepten umfasst einen Vergleich von zentralen mit dezentralen Systemen sowie Kombinationen daraus mit dem Ziel die optimale Kombination zu ermitteln.
- II: Der systematische Technologievergleich umfasst im Wesentlichen den Vergleich von unterschiedlichen Kläranlagentechnologien und Aufbereitungstechnologien. Insbesondere fällt der Umgang mit innovativen Technologien in diesen Bereich bzw. auch die Fragestellung, wie Technologien die besser bzw. schlechter als der Stand der Technik sind, bewertet werden sollen.
- III: Bei überregionalen Konzepten z.B. im Sinne der EU WRRL öffnet sich der Variantenvergleich auch auf andere Sektoren. Z.B. kann das Ziel einer Reduktion des Nährstoffeintrages in die Gewässer auch durch Maßnahmen in der Landwirtschaft erreicht werden. Weiters, beinhalten überregionale Konzepte im Sinne der WRRL die Berücksichtigung zahlreiche zusätzliche Kriterien. Die Form der Berücksichtigung ist noch nicht konkretisiert (vgl. dazu auch die Anmerkungen in Kap. 6.5).

Die Bewertungsanliegen für die Variantenuntersuchung werden aus den rechtlichen Anforderungen abgeleitet und konzentrieren sich in der SWW vor allem auf die beiden Kriteriengruppen Ökologie und Ökonomie. In dieser Studie werden vor allem Bewertungen betrachtet, die von einem der folgenden generellen Ziele ausgehen:

- A. Minimierung der Kosten
- B. Maximierung der Kosteneffektivität
- C. Maximierung des ökonomischen und ökologischen Nutzens

A. Minimierung der Kosten:

Im Rahmen dieser Studie ist vor allem der Aspekt A1 von Interesse.

A1: Minimierung der volkswirtschaftlichen Kosten: Ziel ist die Auswahl der Variante mit den geringsten Investitions- und Betriebskosten. Im 1. Projektworkshop wurde als mögliche alternative Interpretation die Minimierung der Fördermittel angesprochen, was allerdings im Extremfall dem Sinn einer Förderung (gar keine Förderung als Minimum) zuwiderlaufen könnte.

A2: Minimierung der betriebswirtschaftlichen Kosten: Ziel ist die Minimierung der betriebswirtschaftlichen Kosten des Förderwerbers, d.h. der über die Förderung hinausgehenden Kosten (z.B. Betriebskosten). Der AG sieht in der Divergenz der beiden Anliegen A1 und A2, die beide für die Variantenentscheidung wesentlich sind, eine wesentliche Quelle für Konflikte im Entscheidungsprozess.

B. Maximierung der Kosteneffektivität. Die Ermittlung der effektivsten Lösung ist ein wesentliches Element für die Durchführung von generellen Planungen im Sinn der EU WRRL. Die Kosten sind dabei nach A1 bestimmt. Es können folgende Fälle unterschieden werden:

B1: Ermittlung der ökologisch besten Variante/Technologie bei ähnlichen Kosten und

B2: Optimierung der ökologischen Effektivität im Hinblick auf die Kosten, ein Sonderfall von C.

C. Maximierung des gemeinsamen ökonomischen und ökologischen Nutzens. Bei diesem Bewertungsanliegen, das sich z.B. aus den Technischen Richtlinien ergibt, werden ökonomische und ökologische Kriterien gemeinsam bewertet, was in der Praxis (z.B. NWA) meist über eine gemeinsame Verrechnungseinheit erfolgt.

Diese generellen Bewertungsanliegen werden durch zusätzliche Kriterien modifiziert. Dabei handelt es sich um Aspekte, die nicht unmittelbar in Kosten oder ökologische Nutzen zu übersetzen sind. Beispiele dafür sind die praktische Ausführbarkeit, der Stand der Technik, Fragen der Langlebigkeit und Qualität, Flexibilität und Erweiterungsfähigkeit, daneben fördertechnische Fragen (aus betriebswirtschaftlicher Sicht) und ev. auch durchaus berechnete gemeindepolitische Aspekte (wie die Einhaltung von Raumordnungsplänen). Eine wesentliche Rolle bei der Formulierung des Bewertungsanliegens spielt auch der Umgang mit Unsicherheiten, vor allem ökonomische Unsicherheiten (z.B. Marktpreisentwicklung) und Fragen der Betriebssicherheit (Anlagenverfügbarkeit, Schadensrisiko samt -auswirkungen, Kontrollaufwand oder bei WVA die Versorgungssicherheit und Wasserqualität), dazu technische Unsicherheiten (z.B. Bodenverhältnisse, Verfügbarkeit von Wasserspendern, Grundwasseranfall), das Projektrisiko (mit unsicheren Prognosen über die zukünftige Bevölkerungsentwicklung, den technischen Fortschritt, etc. oder auch bei WVA die unsichere Ergiebigkeit und Qualität von potentiellen Wasserspendern) und generell Prognoseunsicherheiten (z.B. zukünftige Anschlüsse, Verfügbarkeit von Grundstücken,



Wasserverbrauch, Fehlanlüsse), insbesondere auch für die Prognose von Umweltbelastungen (und ganz allgemein, über die Wirkungsfaktoren).

Wie die Praxis gezeigt hat (vgl. Kap. 3), können gerade diese Modifikationen des Bewertungsanliegens maßgebend für die Auswahl einer Variante und insbesondere Ursache für eine mangelnde Transparenz und Nachvollziehbarkeit des Entscheidungsprozesses sein. Für die Beurteilung des Bewertungsvorgangs ist es daher wesentlich, dass formuliert wird, welche Kriterien in welcher Form in die Entscheidung einfließen. Falls dies unterlassen wird, ist der Bewertungsvorgang keinesfalls transparent und nachvollziehbar.

Im Rahmen des Bewertungsvorganges können diese Kriterien auch kombiniert sowie in andere Bewertungsanliegen umgewandelt werden. Da bei dieser Umwandlung zusätzliche Annahmen (z.T. auch nur implizit) einfließen, wird eine vorurteilsfreie Bewertung bei diesem Schritt möglichst behutsam vorgehen. Grundsätzlich gibt es, bei aufsteigender Problematik, folgende Strategien zum Umgang mit diesen Kriterien:

- Man kann sie ignorieren, weil sie z.B. rechtlich unerhebliche persönliche Präferenzen eines Planungsbeteiligten ausdrücken. Selbstverständlich ist dies auch explizit anzumerken.
- Man kann sie in Randbedingungen umwandeln, die erfüllt werden müssen (z.B. muss die praktische Umsetzbarkeit gegeben sein) und somit zu einem KO-Kriterium machen.
- Man kann sie ökonomisch bewerten (z.B. bei der Betriebssicherheit mit der prognostizierten Versagenswahrscheinlichkeit die erwarteten Kosten für den Versagensfall berechnen oder über die Vermeidungskosten).
- Man kann sie als Vergleichskriterium beibehalten. Ein Beispiel dafür ist die Vorgehensweise bei funktionalen Ausschreibungen: Unterschiedliche Bewertungsanliegen (Kriterien mit Zielfunktion) werden vorgegeben (Kosten, Betriebssicherheit, Reinigungsleistung, Funktionalität, etc.) und gleichzeitig wird das Gewicht der einzelnen Kriterien vorgegeben. Der Anbieter kann dann selbst bestimmen nach welcher Strategie er vorgeht, um die optimale Variante anzubieten.

Welche Strategie man wählt wird v.a. von den technischen und wissenschaftlichen Möglichkeiten abhängen. Wie im folgenden Kap. 6 dargestellt, können Variantenuntersuchungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Rahmen eines Gesamtausbaues eines Gebietes durchgeführt werden, wodurch unterschiedliche Informationen zur Verfügung stehen und somit die Wahl der Strategie beeinflussen. Eine Rolle spielen auch die Präferenzen der Entscheidungsträger und der beteiligten Akteure, die je nach Interessenslage eine andere Behandlung der angeführten Kriterien bevorzugen.

#### ***5.4.2. Inhaltliche Gültigkeit: Gemeinsame Betrachtung von Ökologie und Ökonomie***

Je genauer eine Bewertungsmethode präzisiert ist, desto allgemeinere Aussagen kann man über ihre inhaltliche Gültigkeit treffen. Dieses Kriterium erfordert eine Prüfung des Verfahrens und seiner Prämissen in Bezug sowohl auf das Wertesystem, als auch den Sachverhalt. Wie mehrfach betont, spielt vor allem das konkrete Anliegen der Bewertung eine Rolle: Bei Bewertungen im Rahmen genereller Planungen sind (schon aus der Datenlage, die eine Überprüfung begrenzt) geringere Ansprüche an die inhaltliche Gültigkeit zu stellen, als beim Vergleich von Varianten oder gar der konkreten Planung einer Ausführungsvariante. Besonders problematisch ist dabei die im oben angeführten Bewertungsanliegen C geforderte integrierte Betrachtung der Ökologie gemeinsam mit der Ökonomie. Diese Schwierigkeiten sollen im Folgenden näher angeführt werden.

Der erste Schritt ist die Prüfung der ethischen Voraussetzungen: Wenn die Anwendung einer Methode durch Gesetze und Verordnungen vorgeschrieben ist, dann können die Anwender dieser Methode im Regelfall (es gibt Grenzen) von der inhaltlichen Gültigkeit ausgehen.

1. Das primäre Beispiel von aus ethischer Sicht gültigen Verfahren ist die Einhaltung der gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerte. Doch zur integrierten ökologischen Bewertung reichen sie nicht: Wie sollen unterschiedliche Sets von Grenzwerten, wie unterschiedliche Muster von Konzentrationen miteinander verglichen werden?
2. Ein Beispiel für gültige ökonomische Bewertungsansätze ergibt die Vorschrift: (vgl. Technische Richtlinien für die SWW in Abschnitt C, Absatz 3.2.2) „Die volks- und betriebswirtschaftliche Betrachtung hat zumindest unter Heranziehung einer Kostenvergleichsrechnung ... zu erfolgen“. Doch die inhaltliche Gültigkeit der Kostenvergleichsrechnung endet, sobald die Anwendung der Methode nicht mehr sachgerecht ist. Dies ist dann der Fall, wenn sich die verglichenen Varianten in den ökologischen Auswirkungen deutlich unterscheiden. Führt man fiktive Maßnahmen ein (fiktive dritte Reinigungsstufe bei einer Pflanzenkläranlage, um die Auswirkungen mit dem verglichenen Anschluss an eine zentrale Kläranlage vergleichbar zu machen), verändert man die Bewertungsmethode (Kosten-Nutzenrechnung).
3. Ein schwächeres Argument für die inhaltliche Gültigkeit von Ökobilanzen (primär Methode der kritischen Volumina) ist die Berufung auf einen methodischen Konsens in der Fachwelt, insbesondere bei den europäischen Behörden. Zur Bewertung von ökologischen Auswirkungen auf die Schutzgüter gibt es traditionelle Indizes (z.B. Energieverbrauch, unterschiedliche Arten der Toxizität) und bei internationalen Organisationen ist eine Bereitschaft zu deren Anwendung zu beobachten. (Z.B. das globale Erwärmungspotenzial nach der UN Framework Convention on Climate Change, die Umweltdruckmessungen von EUROSTAT, das Umweltbarometer DUX des deutschen Umweltbundesamts usw.) Hier wäre zunächst die ursprüngliche Intention des Index zu prüfen: Kann ein Index, der zur Information der Öffentlichkeit über die Ursachen von Umweltauswirkungen entwickelt wurde, eine bindende Entscheidung über die Genehmigungsfähigkeit begründen, wo es auf die Auswirkungen selbst ankommt?
4. Wie schon eine oberflächliche Literaturstudie erkennen lässt, besteht bei darüber hinausgehenden ökologischen Bewertungsfragen kein Konsens: Das englische Inspektorat für Umwelt befürwortet auch eine Aggregation über unterschiedliche Umweltmedien mit dem BPEO Index. (Bryce, 1994) Hingegen wird von führenden Experten in der BRD die gegenseitige Verrechnung von Umweltauswirkungen abgelehnt. (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten, Stuttgart, 1987) Auch das Eidgenössische Department für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation hält dies für keine geeignete Bewertungsmethode, (vgl. NISTRA, 2002), da sie die Illusion vermittelt, einen komplexen, mit vielfältigen ... Zielkonflikten behafteten Entscheidungsprozess durch eine wie auch immer errechnete Punktzahl ersetzen zu können.“
5. Diese negative Beobachtung lässt sich nach den im 2. Workshop ausgetauschten praktischen Erfahrungen auf die gemeinsame Bewertung unterschiedlicher Schutzgüter verallgemeinern: Unabhängig davon, wie die Frage der Gültigkeit geklärt werden soll, wird die Bewertung immer angezweifelt werden, wenn ein hoch aggregierendes Verfahren eingesetzt wird, es besteht also keine praktische Akzeptanz.

Der nächste Schritt ist eine sachliche Prüfung der inhaltlichen Gültigkeit: Läuft die Anwendung des Verfahrens den vom Wertesystem intendierten Zielen zuwider, sind die dem Verfahren zu Grunde liegenden Hypothesen erfüllt?

1. Bei gesetzlichen Grenzwerten ist die inhaltliche Gültigkeit wenig problematisch, da sie i.d.R. das Resultat umfangreicher Risikoforschungen sind. Auch die Festlegung von Grenzwerten durch Sachverständige wird bei einem sorgfältigen Vorgehen wenige Probleme bereiten.
2. Bei Fragestellungen einer reinen Kostenvergleichsrechnung kann man davon ausgehen, dass die im Verfahren implementierten buchhalterischen Regeln die inhaltliche Gültigkeit unter dem sachlichen Aspekt sicherstellen. Zu klären bleibt, ob die ökonomische Bewertung ausreicht und ob die unvermeidlichen Ungenauigkeiten die Bewertung nicht verfälschen, das Verfahren also sinnlos wird.
3. Ökobilanzen und dabei vor allem die Indizes der Toxizität lassen sich zwar aus den in der Risikoforschung verwendeten Grundsätzen erklären (Kapitel 4). Da sie jedoch als Indizes für den Vergleich konzipiert sind, gibt es keine einfache Strategie (wie die „Verschärfung von Grenzwerten“), um die Sicherheit der mit diesen Indizes gewonnenen Vergleiche zu erhöhen. Der für die z.B. aquatischen Toxizität typische Top-Down Zugang (wird somit die bei der Bewertung vorhandenen Lücken (keine Daten zu den biologischen Auswirkungen, sondern

nur Emissions- bzw. allenfalls Immissionsdaten) durch die bei der Herleitung der Indizes vorausgesetzten Prämissen (statistische Unabhängigkeit von Schäden, One Hit Modelle) füllen. Dadurch wird der Bezug auf einen Referenzzustand irrelevant (er kann vom Prognosezustand subtrahiert werden), während etwa beim Bottom-Up Zugang mit dem Saprobienindex die Gewässergüte nicht aus dem Prognosezustand alleine zu beurteilen ist. (Beim Indexwert 1 im Grundzustand I reicht die Klasse II nach dem Vorschlag der Gewässerbiologen bis zum Indexwert 1.75. Addiert man hingegen 0.75 zum Indexwert 2 der Klasse I, liegt eine Belastung der Stufe III vor; vgl. Kapitel 5.2.)

4. Beim BPEO Index und den kritischen Volumina kommt die Schwierigkeit dazu, dass gesetzliche Grenzwerte oft von unterschiedlichen Standards ausgehen, weswegen der Index nicht einmal die im Kapitel 4 erwähnten eigenen Grundannahmen erfüllt.
5. Verschiedene Methoden der Monetarisierung (Kosten pro Einheit der Toxizität bzw. zur Verdünnung benötigten Umweltmediums) basieren auf Ökobilanzen und importieren deren Probleme. Ähnliche Überlegungen gelten auch für die ökologische Risikoanalyse, weil deren Regeln („mehrere mittlere Belastungen ergeben eine starke Belastung“) das numerische Verhalten von Indizes imitieren.

Wenn die Entscheidungsträger zusätzliche Prämissen einführen müssen, die nicht Teil der Verfahrensbeschreibung sind (z.B. individuelle Festsetzung von Kriteriengewichten), dann ist eine generelle Überprüfung nach dem obigen Vorbild nicht mehr möglich. Es gibt allerdings auch bei diesen Verfahren inhaltliche Fragestellungen, die vor der Anwendung geklärt werden können: Welche Axiome sollen gelten? Dabei ergeben sich folgende Ansatzpunkte für die Gültigkeitsprüfung.

6. Vorausgesetzt wird ein Wertesystem. Unterschiede zwischen den Verfahren gibt es jedoch bereits bei der Frage, wie „allgemein“ es ist: Ist es von außen (durch das Verfahren) detailliert vorgegeben? Dann erfolgt nach der Ermittlung des vom Verfahren erfragten Sachverhalts (z.B. Preise, Emissionen) automatisch die Entscheidung, indem etwa die Variante mit dem geringsten Verbrauch an Umweltmedien gewählt wird (Ökobilanz). Oder wird es erst auf die Alternativen zugeschnitten? Im Extremfall wird dann ein Argument gesucht, warum eine a priori bevorzugte traditionelle Lösung besonders gut ist. (Wie z.B. aus psychologischen Experimenten hervorgeht, sind Strategien auf der Basis von „je bekannter, desto besser“ bei Unwissenheit erstaunlich erfolgreich; vgl. Gigerenzer, 2000). Hier wird das Spannungsfeld zwischen Bindung an detaillierte (rechtliche) Vorgaben und Ermessen durch das Zugestehen von Freiräumen für eigenständige Festlegungen (der Behörde) deutlich.
7. Die meisten Verfahren gehen davon aus, dass die Anwender bereits ein hierarchisches Zielsystem aus der Problemstellung (der Analyse der förderungs- und umweltrechtlichen Vorschriften) heraus entwickelt und in einzelne Kriterien aufgelöst haben. Doch nicht alle Verfahren lassen eine Bindung an dieses System zu: Manche (AHP) verlangen von den Anwendern die Einführung zusätzlicher künstlicher Ebenen in der Hierarchie, um Unterschiede in den Zielen ausdrücken zu können. Andere (Nutzwertanalyse) führen in Abhängigkeit von den verglichenen Alternativen Eichungen der Zielerträge oder der Kriteriengewichte ein. Können die Anwender darin noch ihr eigenes Zielsystem erkennen?
8. Zu diesem aufgelösten Zielsystem erheben Sachverständige die (prognostizierten) Zielerträge der Kriterien für die geprüften Alternativen. Abgesehen von holistischen Methoden (Orakel) setzen alle Verfahren die Darstellung des Sachverhalts durch einen solchen Set von Parametern voraus. Sie unterscheiden sich aber in den Anforderungen an die Qualität der Daten: Für die ökologische Risikoanalyse genügen Zuordnungen in geordnete Kategorien während Kostenrechnungen Quantitäten auf einer Verhältnisskala voraussetzen, um sinnvoll einen Gesamtpreis ermitteln zu können. Daher ist zu fragen: Sind überhaupt geeignete Daten vorhanden? Auch Unsicherheiten und Ungenauigkeiten werden unterschiedlich behandelt, von Fehlergrenzen (ELECTRE) bis hin zu Präferenzverteilungen (PROMETHEE).
9. Die eigentliche Bewertung erfolgt bei der Synthese. Hier wird der Unterschied zwischen den Bewertungsverfahren augenscheinlich. Aus dem Input, den erhobenen Parametern, wird als Output ein Werturteil geliefert, eine Empfehlung für eine oder mehrere Alternativen. Gemeinsam ist den Verfahren, dass sie definieren, welche Alternativen im Sinn des

Verfahrens „akzeptabel“ sind. (Da die Entscheidung darüber die Aufgabe der Behörde ist, stellt sich hier die Frage der inhaltlichen Gültigkeit des Verfahrens: Hätte man dieselbe Entscheidung auch ohne Verfahren getroffen?) (Eine Zusatzinformation kann auch eine unvollständige Reihung der Alternativen nach ihrer Güte sein.) Insbesondere bleibt bei der formalisierten Bewertung die auch jetzt übliche Formulierung von Nebenbedingungen bestehen, die einzuhalten sind (z.B. Grenzwerte für die Parameter). (Die Nebenbedingungen definieren für sich ein Bewertungsverfahren, das dann mit dem formalisierten Verfahren zu einer neuen Bewertungsmethode kombiniert wird.)

10. Falls die Synthese auf der Angabe des Optimierungsziels beruht (oder schwächer: Definition des Variantenvergleichs, Formulierung des Zulässigkeitskriteriums), ergeben sich in der konkreten Ausgestaltung i.A. auch bei ein und demselben Verfahren erhebliche Spielräume: Soll man anstreben, konzise Ziele mit möglichst wenigen Parametern zu formulieren und die restlichen Parameter über Nebenbedingungen zu beschränken? Diese auch bei Ökobilanzen relevante Frage (siehe voriger Abschnitt), über welche Kriterien optimiert (bzw. aggregiert) wird und welche Zielkonflikte somit gelöst werden (sollen), ist kritisch für die Beurteilung der Anwendbarkeit der Verfahren.
11. Bis auf wenige Ausnahmen (z.B. Hasse-Diagramm-Technik, Vergleich nach absoluten Prioritäten oder Vergleiche nach den schlechtesten Zielerfüllungen) erlauben die Bewertungsverfahren die Substituierbarkeit von Zielen: Eine sich im Rahmen der Nebenbedingungen haltende Verschlechterung in einem Ziel kann u.U. durch Verbesserungen bei anderen Zielen kompensiert werden. Um die Kompensation zu steuern, ist sind die Kriterien i.A. (bis auf den Fall der ökologischen Risikoanalyse) durch Kriteriengewichte zu bewerten. Für dieses Bewertungsproblem alleine gibt es eine Vielzahl von Vorschlägen: (Anokhin et. al., 1997). Bei der Kosten-Nutzen-Rechnung sind dies empirisch ermittelte feste Faktoren (volkswirtschaftliche Preise) für den Trade-off (zwischen ökonomischen und ökologischen Zielen). Bei ELECTRE handelt es sich um individuell bestimmte Angaben zum gewünschten Einfluss des Kriteriums auf das Endergebnis. Die inhaltliche Gültigkeit kann bei derartigen Festlegungen nur mehr sehr eingeschränkt geprüft werden. (Bei AHP prüft der Konsistenzindex, ob die Daten überhaupt die Voraussetzungen zur Anwendung der Methode erfüllen. Analog wurde allgemein bei Bewertungsverfahren vorgeschlagen, sie nur dann anzuwenden, wenn alle Kriterien in eine ähnliche Richtung weisen, also die Daten hinreichend korreliert sind.) Bei Gewichtszuordnungen auf der Basis von Trade-offs stellt sich sofort die Frage nach der Eichung der Inputdaten bzw. Zielerfüllungsgrade. Sie kann zu einer Verschlechterung der axiomatischen Eigenschaften der Methode führen (ohne Eichung MAUT, mit Eichung ev. nur mehr NWA). Wo sich die Eichung auf individuelle Zuordnungen von Nutzen bzw. Missnutzen bezieht (vgl. MAUT), wird als Schwierigkeit auftreten, dass die Probanden den Nutzen nicht ausdrücken können.
12. Bei allen Verfahren basiert das Werturteil auf einer Bewertung bzw. einem Vergleich der zu den Kriterien erhobenen Zielerträge. Die Strategien sind unterschiedlich: Bei der klassischen Nutzwertanalyse (und analog den ökonomischen Verfahren oder den Ökobilanzen) werden die Zielerträge  $x_i$  der Variante  $x$  mit einem Index  $u_i(x_i)$  bewertet, mit den Gewichten multipliziert und summiert, bei ELECTRE I werden Matrizen der paarweisen Vergleiche  $x, y$  gebildet, d.h.  $u_i(x_i, y_i)$ , mit den Gewichten multipliziert und summiert. Da nun eine konkrete Form der Aggregation vorliegt, werden an dieser Stelle über die allgemeinen Prämissen zur Möglichkeit einer Verrechnung der Kriterien auch noch konkrete Hypothesen über die genaue Form der Verrechnung einführt. Anders als bei der Ökobilanz muss man jedoch davon ausgehen, dass diese Aggregationen eine Korrelation mit einer Schadenswahrscheinlichkeit nicht einmal anstreben. Es wäre demnach in jedem Einzelfall zu klären, ob das mit der Aggregation verfolgte Anliegen überhaupt irgendwelchen rechtlich relevanten Intentionen entspricht: Wird überhaupt die grundsätzliche Form der Wertsynthese (z.B. gewichtete Summe, Wahl) akzeptiert?
13. Selbst die vergleichsweise einfache Frage, wie dann aus einem Set von Indizes für unterschiedliche Schutzgüter eine Entscheidung zu gewinnen ist, ist auch innerhalb der europäischen Institutionen ungeklärt: Einerseits gibt es Versuchen, über die Definition von Schattenpreisen doch noch eine Aggregation über die Umweltmedien zu definieren. Andererseits verzichtet das Verfahren des europäischen IPPC Büros (vgl. die Website

eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm und dort das Dokument RR/EIPPCB/ECM\_Draft 2 vom September 2003.) zur Beurteilung der „cross media effects“ darauf und bevorzugt die individuelle Wahlmöglichkeit des wichtigsten Aspekts. Das Verfahren definiert BAT (Best Available Technology) als die von den Auswirkungen auf die Umwelt her beste Technologie, sofern sie ökonomisch verfügbar ist (d.h. ein Kriterium der Effektivität), (vgl. das zitierte Dokument auf S. 43).

14. und es beurteilt dazu die Umweltauswirkungen wie folgt: Grenzwerte sind vorzuschreiben und einzuhalten, der wichtigste Aspekt ist zu ermitteln (z.B. in Bezug auf die gesamten EU Emissionen), die nach Grenzwerten und (auch ökonomischen) Benchmarks zulässigen Alternativen werden unter diesem Aspekt verglichen und die beste ausgewählt. (Vgl. das zitierte Dokument auf S. 68: „In cases where it is not possible to aggregate the ‚environmental advantage‘ on a common basis, then the most ‚important‘ environmental consideration ... should be identified. Alternatively, several comparisons can be made using more than one environmental parameter. If the decision turns out to vary according to the environmental parameter that is under consideration, then the user should justify the final choice with reference to the most important effect. This should be the environmental parameter that has the greatest influence on the decision.“) Der Vergleich innerhalb dieses Aspekts (Ebene der Schutzgüter) erfolgt mit vorgegebenen ökologischen Indizes (Aggregation über ein Umweltmedium), also einer Ökobilanz.

Bereits aus dieser allgemeinen Struktur wird klar, dass vor der Auswahl und Anwendung eines Bewertungsverfahrens schwierige Fragen über das anzuwendende Wertesystem anstehen. Vor allem die Frage, wie hoch integrierend eine Bewertung sein kann (und wo überall Substitution zulässig sein soll), ist wesentlich. Die klassische Strategie, um mit dieser Unsicherheit über die anzuwendende Wertsyntheseregeln umzugehen, ist die Einführung strenger Grenzwerte (z.B. für die Konzentrationen), unterhalb derer die Auswirkungen von Fehlentscheidungen vernachlässigbar sind. Man verhindert dadurch, z.B. bei der Anwendung von Ökobilanzen von vorneherein, dass ein Experiment vielleicht zeigt: Eine Technologie ist schlechter für die Funktionsfähigkeit eines Fließgewässers, obwohl sie weniger sauberes Wasser zur hypothetischen Verdünnung jeder einzelnen Substanz auf einen Grenzwert braucht. Wie die Erfahrung mit überdimensionierten Anlagen zeigt, kann diese höhere Sicherheit für eine gültige Entscheidung mit höheren Kosten verbunden sein.

### **5.4.3. Beurteilung der Bewertungsverfahren**

Die zur Prüfung ausgewählten Bewertungsverfahren werden unten nach den vier angeführten Zielen (inhaltliche Gültigkeit, Datengrundlage, Akzeptanz, Manipulierbarkeit) beurteilt. Bei allen Verfahren sind Mängel festzustellen.

#### *5.4.3.1 Einfache Verfahren*

Verhandlungsverfahren: Verhandlungen sind ein flexibles aber aufwändiges Instrument zur Generierung von Lösungsvorschlägen. Ihr Einsatz abseits von rechtlichen Erfordernissen ist daher v.a. als Maßnahme zur Konfliktvorbeugung bzw. zur Konfliktauflösung geeignet. Als Standardinstrumentarium jedes Behördenverfahrens sind sie in der Praxis bei sinnvoller Anwendung gut akzeptiert. Die Verhandlungsergebnisse können allerdings von den beteiligten Personen und den vorliegenden Daten und Informationen abhängen, was gewisse Spielräume für Manipulationen offen lässt (vgl. Kap 2).

Ökologische Risikolanalyse: Die ÖRA ist eine zeitsparende Methode, um eine Bewertung und Aggregation von Auswirkungen nach einem Matrixschema durchzuführen. Sie definiert einen globalen Index auf der Grundlage von lediglich ordinalen Daten (z.B. gering, mittel, hoch) und kann v.a. angewendet werden, wenn unterschiedliche Kriterien, die nicht quantifiziert werden können (z.B. in der Vorbereitung des Planungsprozesses, wenn die Datenlage noch sehr ungenau ist), miteinander

verknüpft werden sollen, oder um eine schnelle Gesamtbeurteilung der Varianten zu ermöglichen. Die ÖRA kann daher insbesondere zur qualitativen Beurteilung und Verknüpfung von intangiblen Kriterien verwendet werden. Im Hinblick auf die inhaltliche Gültigkeit müssen aber die in Kap. 2 und 4 dargestellten Nachteile berücksichtigt werden, insbesondere hinsichtlich der Aggregation von Teilbelastungen zu einer Gesamtbelastung. Die praktische Akzeptanz kann als gut angesehen werden: Die Methode wird auch in der Praxis in der SWW von Ingenieurbüros verwendet. Insofern, als die Methode nur eine mäßige Flexibilität aufweist kann die Gefahr der Manipulation durch ungenaue Daten als gering eingeschätzt werden, es ist jedoch zu prüfen, ob die starren Verknüpfungsregeln auch der Werthaltung der Entscheidungsträger entsprechen.

#### 5.4.3.2 Ökonomische Verfahren

**Kostenvergleichsrechnung:** Die inhaltliche Gültigkeit der alleinigen Anwendung einer Kostenvergleichsrechnung ist prinzipiell dann gegeben, wenn der Nutzen der betrachteten Varianten als zumindest ähnlich angesehen werden kann. Für die Anwendung einer Kostenvergleichsrechnung ist als Datengrundlage naturgemäß die Berechnung der Investitions-, Betriebs und Reinvestitionskosten notwendig. Zu berücksichtigen ist, dass wie in Kap. 3 angeführt, die Ermittlung der Investitionskosten i.d.R. relativ ungenau (+/- 10-30%) ist (vgl. auch Kap. 6.2.2.3). Weiters sind auch die angenommenen Faktoren der dynamischen Kostenberechnung (z.B. Nutzungsdauer), obwohl darüber ein teilweiser fachlicher Konsens besteht (vgl. Vorgaben der LAWA), relativ unsicher (die angenommene Nutzungsdauer hängt von zahlreichen Kriterien ab, insbesondere der Qualität des Baues und des Betriebs, sodass in der Praxis die angenommene Nutzungsdauer fast nie erreicht wird.) Da jedoch diese Methode routinemäßig in der Praxis angewendet wird, ist die praktische Akzeptanz sehr hoch. Von der Werthaltung her ist die KVR zwar unflexibel, entspricht aber in weiten Bereichen der gesetzlich intendierten Entscheidungsgrundlage. Eine Manipulationsmöglichkeit wird durch die Bandbreite der akzeptablen Kostenschätzungen ermöglicht, insbesondere in den Anfangsphasen des Planungsprozesses, die sich oft in einem ähnlichen Bereich bewegt wie die Kostenunterschiede der in die engere Wahl gekommenen Alternativen. Damit besteht die Gefahr, dass die KVR-Empfehlungen trotz Manipulationspotential als technisch korrekt angesehen werden.

**Kosten-Nutzen-Analyse:** Die KNA kann dann angewendet werden, wenn die betrachteten Alternativen unterschiedlichen Nutzen aufweisen. Dieser Nutzen kann sowohl monetär als nicht monetär sein. Im letzteren Fall gibt es ein umfangreiches Sortiment an umweltökonomischen Methoden um Preise bei Fehlen eines Marktes zu ermitteln. Die inhaltliche Gültigkeit wird aber von zahlreichen Experten kritisiert, insbesondere ist die Monetarisierung von ökologischen Werten mit zahlreichen Problemen behaftet (vgl. Kap. 5.3). Als gut geeignet kann die Methode für die Ermittlung von Vermeidungskosten oder die Ermittlung von externen Kosten im Schadensfall (z.B. Auswirkungen auf den Tourismus bei mangelnder Wasserversorgungssicherheit) angesehen werden. Da die KNA seit mehr als 3 Dekaden weltweit angewendet wird (vgl. Kap. 5.3), ist die praktische Akzeptanz relativ hoch, was auch in der Diskussion mit dem AK SWW bestätigt wurde, d.h. die meisten können sich die Anwendung einer KNA vorstellen. In Bezug auf Manipulationen gelten die gleichen Aussagen wie für die KVR.

**VAROPT:** Ein sinnvoller Anwendungsfall für VAROPT liegt dann vor, wenn die Bestimmung der kostengünstigsten Methode bei Einhaltung von Randbedingungen nur mit einem Optimierungsverfahren wirtschaftlich gelöst werden kann. Dies obliegt aber dem potentiellen Anwender; er wird VAROPT nur dann anwenden, wenn daraus ein Vorteil resultiert. Da aber im Regelfall die möglichen Varianten aufgrund der Randbedingungen nur einige wenige umfassen, wäre die Anwendung eines mathematischen Optimierungsverfahrens übertrieben. (Vorstellbar ist die Anwendung für ein noch unverbautes Einzugsgebiet, wo es eine große Anzahl an möglichen Varianten gibt.) Da die Optimierung nur die Kosten umfasst, gelten bzgl. der Datenlage und der Manipulationsmöglichkeit die gleichen Aussagen wie bei der KVR. Zusätzlich ist die Eingabe von zahlreichen Randbedingungen erforderlich, was die Methode sehr aufwändig macht (vgl. Kap. 2). Die praktische Akzeptanz kann deshalb als schlecht bezeichnet werden. Dies liegt einerseits daran, dass keine benutzerfreundliche Software vorliegt, andererseits an den inhaltlichen Mängeln von VAROPT (vgl. Kap. 2). Es ein hier nochmals auf die Software RWSP hingewiesen (vgl. Kap. 2), die eine benutzerfreundliche Software inklusive einer GIS Anbindung umfasst. Dieses System ist zwar noch

nicht kommerziell erwerbbar, kann aber über den Entwickler jedenfalls für Testzwecke bezogen werden (Cunha, Mitteilung Dezember 2003).

#### 5.4.3.3 Ökobilanzen

Methode der kritischen Volumina: Prinzipiell sind Ökobilanzen dann anwendbar, wenn eine Umweltbelastung insgesamt ermittelt werden soll, wie z.B. bei überregionalen Konzepten im Sinne der EU WRRL. Ökobilanzen umfassen dann, basierend z.B. auf einer Energie- und Materialflussanalyse, die globalen Auswirkungen des betrachteten Prozesses, die mit verschiedenen Indices errechnet werden. Bei der Methode der kritischen Volumina wird das Volumen an Umweltmedien, das erforderlich ist um die Emission bis auf die vorgegebenen Grenzwerte zu verdünnen, berechnet. Dazu benötigen Ökobilanzen quantitative Beurteilungen: Umfangreiche Daten über den Energie- und Materialverbrauch der betrachteten Prozesse sind erforderlich. Die praktische Akzeptanz kann deshalb als schlecht bezeichnet werden. Einerseits war die Ermittlung globaler Umweltbelastungen umweltrechtlich bislang nicht erforderlich, andererseits ist der Aufwand für die Durchführung einer Ökobilanz mit den praktischen Anforderungen nicht verträglich. Prinzipiell lassen Ökobilanzen keine Flexibilität zu, da sie nach einem fixen Schema ablaufen (z.B. ISO). Dadurch ist einerseits eine Manipulation durch ein aufgezwungenes Wertsystem möglich, ebenso aber über die verwendeten (i.d.R. ungenauen) Eingangsdaten. Zurzeit ist die Anwendung von Ökobilanzen in der SWW international im Forschungsstadium. Im Rahmen eines EU COST Meetings in Nancy, November 2003, wurde z.B. ein aktuelles Forschungsprojekt zum Thema Ökobilanzen in der SWW von Veolia Water (vormals Vivendi) vorgestellt.

URWARE: URWARE liefert v.a. die Daten, um daraus verschiedene Indizes berechnen zu können. Die Aggregation über verschiedene Umweltmedien hinweg muss nicht durchgeführt werden. Als Datengrundlage dienen umfangreiche Datenbanken. Als Reaktion auf die Kritik gegenüber der Anwendung von allgemeinen Ökobilanzen für die SWW haben sich nämlich verschiedene Forschungsprojekte mit der Vereinfachung der Anwendung im Bereich der SWW beschäftigt. Hauptgegenstand dieser Vereinfachungen ist die Bereitstellung von umfangreichen Datenbanken für die verschiedenen Systemelemente der SWW, die dann beliebig kombiniert werden können. Weiters ist das Hauptziel nicht die Berechnung eines Gesamtindex, sondern v.a. die Ermittlung von ausgewählten (relevanten) Teilwirkungen. Im Bereich der SWW sind vor allem die Auswirkungen auf natürliche Ressourcen sowie der Eintrag von Schadstoffen relevant. URWARE soll diesbezüglich bis zu 84 Stoffe modellieren können, befindet sich aber z.Z. noch im Entwicklungsstadium. Generell kann gesagt werden, dass sich die Methode für die routinemäßige Anwendung in der Praxis (noch) nicht eignet, und generell v.a. für eher generelle und strategische Betrachtungen, z.B. für die Entwicklung von umweltpolitischen Richtlinien für die SWW, geeignet sind. Insbesondere kann sie für die Ermittlung von Umweltauswirkungen von unterschiedlichen Konzepten (z.B. Gelbwassertrennung, etc.) sowie für unterschiedliche Prozesse der Schlammbehandlung angewendet werden. Durch die vorgegebenen Datenbanken ist eine Manipulation unter Ausnutzung von Ungenauigkeiten nicht mehr möglich. Weil das Verfahren offen für unterschiedliche Indizes ist, erhöht sich auch die Flexibilität.

#### 5.4.3.4 Multiattributive Verfahren

Klassische Nutzwertanalyse: Die NWA basiert auf dem rationalen Entscheidungsmodell und somit auf einer Aufstellung eines Zielsystems mit messbaren Kriterien, die zu einem Gesamtnutzwert verknüpft werden. Dementsprechend kann die Methode angewendet werden wenn unterschiedliche Kriterien miteinander verknüpft werden sollen, wobei prinzipiell keine Grenzen gesetzt sind. Je nach Ansatz sind sogar ordinale Daten zulässig. Eine direkte Monetarisierung aller Kriterien wird durch die Zuordnung von Gewichten und Nutzwerten vermieden (vgl. Kap. 2). Die inhaltliche Kritik an der Methode hängt von den zu verknüpfenden Kriterien ab: Wenn das Ziel ist über unterschiedliche Schutzgüter hinweg zu aggregieren, wie bei den Ökobilanzen, gelten die dort geäußerten Anmerkungen. Bei einer Verknüpfung von ökologischen mit ökonomischen Kriterien siehe die Anmerkungen in Kap. 5.3. Ein weiterer Problembereich ist bei Scholles (1997) erwähnt: Da politische

Festlegungen von relativen Wichtigkeiten in endlosen Debatten ausarten kann, wird die Zielgewichtung vom Gutachter vorgenommen, d.h. der Gutachter (Planer, etc.) trifft politische Entscheidungen. Die Akzeptanz der NWA kann als mittel beurteilt werden, wobei es unter Praktikern vehemente Kritiker gibt (z.B. ASTRA: siehe unten). Doch wurde die NWA in verschiedenen Ingenieurbereichen oftmals eingesetzt (vgl. Kap. 2). Vereinfachte Ansätze der NWA werden heute auch routinemäßig zur Beurteilung von z.B. Ausschreibungen eingesetzt, ebenso empfiehlt das Amt der steiermärkischen Landesregierung eine derartige Methode. Demgegenüber stehen die beschriebenen Nachteile. Das eidgenössische Projekt NISTRA im Auftrag des Bundesamtes für Strassen (ASTRA, 2003) urteilt über die Nutzwertanalyse: „Der subjektiven Einflussnahme auf das Endergebnis der NWA sind kaum Grenzen gesetzt“. Dies weist auf das Spannungsfeld hin: Da die NWA dem Anwender eine hohe Flexibilität einräumt (vgl. Kap. 4), kann diese naturgemäß auch dazu genutzt werden um das Ergebnis zu manipulieren. Inwieweit die NWA dennoch eine Rolle bei behördlichen Entscheidungsprozessen spielen kann, wurde in Österreich bereits von den Höchstgerichten abgehandelt: Die Behörden können ihre Entscheidung auf eine NWA stützen, sind aber nicht an ihre Ergebnisse gebunden (vgl. Kap. 2). Falls eine NWA angewendet werden soll, ist auf die hohe Manipulationsmöglichkeit jedenfalls Bedacht zu nehmen.

Composite Programming: Die Diskussion der NWA kann übernommen werden. Da die Methode auf einem komplizierteren Algorithmus basiert und weniger bekannt ist als die NWA, kann die Akzeptanz als schlecht beurteilt werden.

#### 5.4.3.5 Reihungsverfahren (ELECTRE I und PROMETHEE II)

ELECTRE I: Die Gruppe der Wahlverfahren wurde entwickelt um die Unzulänglichkeiten der anderen Methoden, insbesondere bei der Verknüpfung von ökonomischen mit ökologischen und weiteren Kriterien (vgl. Kap. 5.3) zu umgehen. Als Wahlverfahren benötigen sie nur qualitative (ordinale) Inputdaten. Anders als z.B. bei der Ökobilanz muss man jedoch davon ausgehen, dass die verwendete Aggregation eine Korrelation mit einer Schadenswahrscheinlichkeit nicht einmal anstrebt. Es wäre demnach in jedem Einzelfall zu klären, ob das mit dem Wahlverfahren verfolgte Anliegen überhaupt irgendwelchen rechtlich relevanten Intentionen entspricht. Weiter ist die Methode nicht transitiv, d.h. Kreise sind möglich (siehe Kapitel 4). Die Diskussionen mit dem AK SWW haben gezeigt, dass eine derartige Methode kaum praktisch akzeptiert wird. Die Manipulationsmöglichkeiten (Gewichte und zusätzlich Thresholds) sind ähnlich wie bei der NWA einzuschätzen.

PROMETHEE II: Die Beurteilung ist vergleichbar mit ELECTRE I. Im Unterschied zu ELECTRE I ist PROMETHEE II transitiv. Die wurde durch ein Aufbrechen der Kreise mit der Berechnung der Präferenzflüsse erreicht. Da diese Methode der Wertsynthese komplexer als bei ELECTRE ist, kann die Akzeptanz als noch schlechter beurteilt werden.

#### 5.4.3.6 Sonstige Verfahren

Kosten-Wirksamkeitsanalyse: Die KWA verbindet die NWA mit der KNA und trennt somit die Beurteilung der Kosten von der Beurteilung des Nutzens (der Wirkung). Sie kann dann angewendet werden, wenn die ökologische Effizienz einer Variante bewertet werden soll, indem z.B. der Quotient aus den Kosten der KNA und des Nutzens der NWA ermittelt wird. Die Datengrundlage und Manipulationsmöglichkeit ist demnach vergleichbar mit der NWA und KNA, die praktische Akzeptanz ähnlich der NWA.

AHP: Obwohl AHP als eigenständiges Bewertungsverfahren eingesetzt werden kann, ist der wesentliche Anwendungsbereich die Ermittlung von Kriteriengewichten auf der Basis qualitativer Vergleiche deren Wichtigkeit. Diese Gewichte gehen dann in eine NWA oder ELECTRE I ein, deren Beurteilung sich dadurch auf AHP überträgt. Das Verfahren ist aufgrund der eingesetzten mathematischen Methode (Eigenwerte und Eigenvektoren von Matrizen) für den Laien nicht mehr transparent, und wird daher kaum akzeptiert. Das ist vor allem deshalb kritisch, weil das



Bewertungsergebnis vom Kontext abhängt, also auch der Vorauswahl der unterlegenen Alternativen, und auch von der Implementierung der Bewertung (Einführung zusätzlicher Ebenen in der Werthierarchie, Berechnen der paarweisen Vergleiche für ein gewünschtes Ergebnis). Die Anwender gewinnen dadurch den Eindruck, einer Form der Manipulation ausgesetzt zu sein, deren Auswirkungen sie im Unterschied zu herkömmlichen Manipulationen der Daten nicht beurteilen können.

## **6. Empfehlungen**

### ***6.1. Einleitung***

#### ***6.1.1. Gliederung***

Entsprechend der ausgeschriebenen Leistung sollen die Empfehlungen grundsätzlich geeignete Verfahren für die Verwendung in der österreichischen Siedlungswasserwirtschaft vorschlagen.

Wie aus den vorangegangenen Ausführungen ersichtlich, **weisen alle Bewertungsverfahren unterschiedliche Unzulänglichkeiten** auf. Es gibt daher kein Verfahren, das alle Problemstellungen meistert. Insbesondere im Hinblick auf die (auch vom Verfassungsgerichtshof konstatierte) Entscheidungsfreiheit der Behörde wäre eine Empfehlung eines einzigen formalisierten Bewertungsverfahrens kaum möglich. Vielmehr kommt der Abstimmung des Bewertungsvorganges auf die jeweilige Situation eine große Bedeutung zu. Eine Empfehlung kann daher unterschiedliche Verfahren für unterschiedliche Problemfälle, eine Kombination von unterschiedlichen Verfahren, oder Richtlinien für die Wahl eines oder mehrerer Verfahren oder Komponenten, beinhalten. **Dementsprechend umfassen die folgenden Empfehlungen:**

- Empfehlungen für die Generierung von Varianten (Kap. 6.2.1)
- Empfehlungen für die Bewertung von Varianten (Kap. 6.2.2)
  - Grundsätzliche Bewertungsanliegen und dafür geeignete Bewertungsverfahren
  - Umgang mit intangiblen Kriterien für das Bewertungsanliegen
  - Umgang mit Unsicherheiten
- Empfehlungen für die Optimierung von Varianten (Kap. 6.2.3)
- Empfehlungen für die Gestaltung des Entscheidungsprozesses (Kap. 6.3.1)
- Empfehlungen für die Gestaltung des Planungsprozesses (Kap. 6.3.2)

Zusätzlich werden noch folgende Aspekte diskutiert:

- Einfluss der Rahmenbedingungen auf die Bewertung von Varianten (Kap. 6.4)
- Umweltpolitische Anmerkungen (Kap. 6.5)

Abschließend fasst Kap. 6.6 die Empfehlungen zusammen.

#### ***6.1.2. Methodik für die Erarbeitung der Empfehlungen***

Die Empfehlungen berücksichtigen die notwendige enge Abstimmung mit den praktischen und rechtlichen Anforderungen an Variantenuntersuchungen. Für die Abstimmung auf die praktischen Anforderungen wurden 2 Workshops mit dem AK SWW während der Projektbearbeitungsphase durchgeführt und in Kap. 5.1 wurden die rechtlichen Rahmenbedingungen skizziert. **Bei der Ausarbeitung der Empfehlungen wurden insbesondere folgende Kriterien berücksichtigt:**

### **(1.) Inhaltliche und strukturelle Gültigkeit**

Die inhaltliche und strukturelle Gültigkeit der Methoden des Variantenvergleichs soll im rechtlichen Kontext des Bewertungsanliegens gewährleistet sein (siehe Kap. 4 und 5.4).

### **(2.) Realisierbarkeit und Akzeptanz**

Die Methoden sollen realisierbar sein und von den Planungsbetroffenen akzeptiert werden. Die Planungsbetroffenen (Akteure) sind i.d.R. Bauherr, Planer, Land und die betroffene Bevölkerung. Stellvertretend für die Planungsbetroffenen erfolgte die Abstimmung der Empfehlungen mit dem AK SWW. Jedoch wurde keine, sonst gut geeignete, Methode ausschließlich aufgrund mangelnder Akzeptanz ausgeschieden.

### **(3.) Objektivität, Unvoreingenommenheit, Transparenz und Nachvollziehbarkeit**

Der Entscheidungsprozess soll objektiv, unvoreingenommen, transparent und nachvollziehbar erfolgen.

Objektivität und Unvoreingenommenheit bedeuten: Der Sachverhalt soll objektiv dargestellt werden. Bei Wertaussagen ist aber eine subjektive Beurteilung unumgänglich, d.h. es wird z.B. eine Gewichtung vorgenommen. In diesem Sinne ist hier Unvoreingenommenheit auf den gesamten Entscheidungsprozess bezogen, und ein unvoreingenommener Entscheidungsprozess ist durch sein Zustandekommen entsprechend demokratiepolitischer Grundsätze, die auf objektiven Informationen (Datenobjektivität) beruhen, definiert. Im Hinblick auf die Empfehlung ist insbesondere relevant, dass die vorgeschlagenen Methoden einen derartigen Entscheidungsprozess unterstützen.

Transparenz und Nachvollziehbarkeit beziehen sich im Kontext der Variantenuntersuchung in der österreichischen SWW auf die Nachvollziehbarkeit der Wahl einer Ausführungsvariante durch am Entscheidungsprozess nicht beteiligte Dritte (bzw. die Möglichkeiten der Kontrolle des Prozesses im Sinne demokratiepolitischer Anforderungen an den Umgang mit öffentlichen Mitteln). Dies sind insbesondere die bundesstaatliche Förderstelle (die zwar Richtlinien vorgibt, selbst aber erst zu einem späten Zeitpunkt, nämlich bei der Genehmigungssitzung einer Förderung, die Einhaltung dieser Richtlinien überprüfen kann), die staatlichen und gemeinschaftlichen Kontrollinstanzen, die mit der fallweisen Überprüfung von Entscheidungen beauftragt werden (z.B. Rechnungshof) sowie generell die interessierte Öffentlichkeit. Dieses Kriterium bezieht sich daher v.a. auf die Gestaltung des Entscheidungs- und Planungsprozesses (vgl. Kap. 6.3).

### **(4.) Überprüfbarkeit der Annahmen**

Die Annahmen des Entscheidungsprozesses sollen überprüfbar sein.

Prinzipiell gibt es in der SWW zahlreiche Aspekte, die nur langfristig erfassbar sind (z.B. Undichtheit von Kanälen) oder (noch) nicht bekannt sind (z.B. Mikroschadstoffe) und daher kaum überprüft werden können. Kosten können i.d.R. erst zu einem späten Zeitpunkt überprüft werden (Kollaudierungsoperate). Hier ist auch anzumerken, dass ein Vergleich von tatsächlichen Ausführungskosten mit hypothetischen Schätzkosten anderer, früher untersuchter Varianten nicht zulässig ist. Der Entscheidungsprozess sollte auf diesen Aspekt Rücksicht nehmen, indem Annahmen, die nicht überprüfbar sind, transparent dargelegt werden. Bei überprüfbaren Annahmen (z.B. Kostenfaktoren, Emissionen) kann Verantwortung für die getroffenen Annahmen eingefordert werden.

### (5.) Überprüfbarkeit des Entscheidungsprozesses

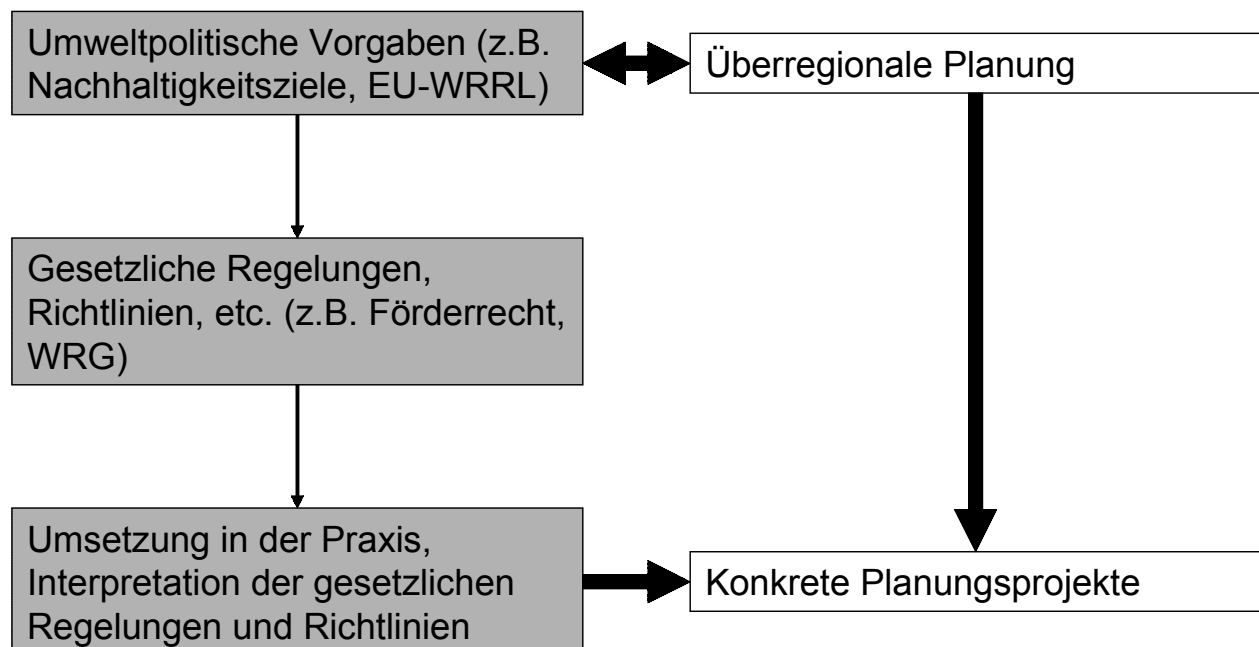
Der Entscheidungsprozess selbst soll überprüfbar sein, d.h. seine einzelnen Stufen sollen nachvollziehbar dokumentiert werden.

### (6.) Planungsumfang

In Kap. 5.4 wurden 3 Arten von Variantenuntersuchungen (Planungsaufgaben) unterschieden. Für die Empfehlungen werden die Aufgaben I und II als **konkrete Planungen** und Aufgabe III als **überregionale Konzepterstellung**, z.B. im Sinne der EU WRRL (ähnliche Fragestellungen können sich auch in anderen Bereichen ergeben, z.B. überregionaler Straßenbau), unterschieden. Diese Unterscheidung ist insofern relevant, als dafür aufgrund der unterschiedlichen rechtlichen Grundlagen unterschiedliche Bewertungsanliegen maßgeblich sind (siehe Kap. 6.2.2.1), und dafür unterschiedliche Bewertungsmethoden empfohlen werden.

Unter konkreten Planungsprojekten werden im Rahmen dieser Studie v.a. Variantenstudien entsprechend der österreichischen Praxis und den förderrechtlichen Vorgaben sowie Variantenuntersuchungen die sich im Zuge von Ausschreibungsverfahren ergeben können (vgl. Kap. 6.4) verstanden.

Als überregionale Planungen werden im Rahmen dieser Studie Planungen verstanden, für die die nicht (nur) förderrechtliche und vergaberechtliche Vorgaben gelten, sondern v.a. auch der Anspruch einer nachhaltigen Wasserwirtschaft insgesamt (z.B. Vorgaben der EU WRRL). Diese überregionalen Planungen sind aber nicht nur im Kontext von tatsächlichen Variantenuntersuchungen zu sehen, sondern insbesondere auch als Hilfsmittel zur Definition geeigneter umweltpolitischer Vorgaben die wiederum in Richtlinien, etc. umgewandelt werden und somit in die Praxis Eingang finden können (siehe Abb. 6.1-1).



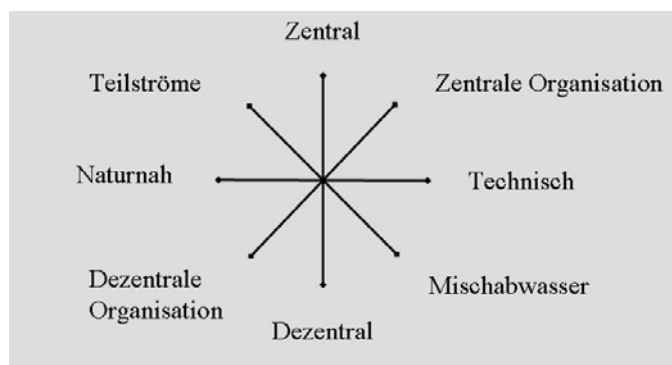
**Abbildung 6.1-1:** Überregionale Planung und konkrete Planungsprojekte (adaptiert nach Starkl und Brunner, 2003).

## 6.2. Generierung, Bewertung und Optimierung von Varianten

Wie in Kap. 1.1 dargestellt ist die **Generierung von Alternativen** im Rahmen der derzeitigen technischen Möglichkeiten gleichbedeutend mit der **Formulierung von Zielen, unter denen optimiert** wird. Die Bewertung von Varianten ist eine allgemeinere Aufgabe, als die Generierung von optimalen Alternativen, weswegen die Generierung von Alternativen auch nicht die Bewertung ersetzen oder einsparen kann. Die folgenden Empfehlungen umfassen daher die Generierung, Bewertung und Optimierung von Varianten.

### 6.2.1. Generierung von Varianten

Die Generierung von Varianten ist der erste Schritt bei einer Variantenuntersuchung. Ziel ist es, ein breites Spektrum an Varianten zu erstellen, die den Zielraum weitgehend abdecken. Prinzipiell gibt es z.B. in der Abwasserentsorgung die in Abb. 6.2-1 dargestellten Handlungsspielräume:



**Abbildung 6.2-1.** Varianten in der SWW. Starkl et. al., 2003, modifiziert nach Urban Water (2001)

In der **Abwasserentsorgung** besteht ein möglicher Konfliktbereich häufig darin, ob ein **zentrales oder eine dezentrales Konzept** gewählt werden soll (vgl. Kap. 3). Das „optimale“ Konzept hängt teilweise von der Wahl der Zielkriterien ab, die Ermittlung der „optimalen“ Variante ist daher eine Aufgabe der nachfolgenden Bewertung und allenfalls Optimierung. Primäre Aufgabe der Variantengenerierung ist es, sicherzustellen, dass sich die „optimale“ Variante innerhalb der untersuchten Varianten befindet (Vollständigkeit der untersuchten Varianten). Das angesprochene Konfliktpotential resultiert v.a. aus unterschiedlichen Interessen der beteiligten Akteure und ist nicht primärer Gegenstand der gegenständlichen Studie. Es werden aber mögliche Auswirkungen auf den Generierungsvorgang betrachtet. Seine Vollständigkeit kann z.B. gefährdet sein, wenn der Bauherr die für ihn forderungstechnisch beste Variante umsetzen möchte (betriebswirtschaftliche vs. volkswirtschaftliche Optimalität). In der Praxis erfolgt die Variantengenerierung i.d.R. durch einen Planer in Abstimmung mit dem Bauherrn.

Eine einfache Möglichkeit, um eine umfassende Generierung von Varianten zu erreichen, ist das Durchführen von **Brainstorming** mit betroffenen und interessierten Akteuren, wobei der Ablauf zu dokumentieren ist. Eine weitere Erhöhung der Kreativität kann z.B. die Einführung eines **Wettbewerbs** für die Planung bringen (was aus Kostengründen nur für größere Bauvorhaben sinnvoll ist). Im Zweifelsfall kann auch eine Überprüfung der gewählten Variante durch unabhängige Gutachter durchgeführt werden (was aber nahezu einer neuen Variantenstudie entspricht). Weitere Möglichkeiten, insbesondere bei der Generierung von technologischen Komponenten, bietet die Gestaltung der Rahmenbedingungen (siehe Kap. 6.4).

## 6.2.2. Bewertung von Varianten

### 6.2.2.1 Grundsätzliche Bewertungsanliegen und dafür geeignete Bewertungsverfahren

Die Wahl des Bewertungsverfahrens wird in einem rationalen Entscheidungsprozess vom Bewertungsanliegen bestimmt. Im Folgenden werden Empfehlungen für geeignete Bewertungsmethoden im Kontext von folgenden 3, für die SWW insbesondere bei der Variantenauswahl vorrangigen grundsätzlichen Bewertungsanliegen (Zielfunktionen) gegeben, die auf den rechtlichen Rahmenbedingungen basieren und in Kap. 5.4 dargestellt wurden:

- A. Minimierung der Kosten (bei ökologischer Verträglichkeit)
- B. Maximierung der Kosteneffektivität
- C. Maximierung des ökonomischen und ökologischen Nutzens

Diese Anliegen treten in der Praxis aber nicht in „reiner“ Form auf, sondern werden durch zusätzliche Kriterien modifiziert, wie in 6.2.2.2 und 6.2.2.3 angeführt.

#### A. Minimierung der Kosten bei ökologischer Verträglichkeit

Für die Bewertung der Varianten ist in diesem Fall eine **Kostenvergleichsrechnung** ausreichend, was dem Ist-Zustand in der Praxis entspricht und für die meisten Bewertungsprobleme ausreichend sein wird. Da hier die ökologischen Randbedingungen vorgegeben sind (ökologische Verträglichkeit), entspricht dies auch einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse, bei der die günstigste Variante bei vorgegebener Wirkung zu ermitteln ist. Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass alle untersuchten Varianten die geforderten Mindestanforderungen aus ökologischer, umweltrechtlicher, technischer, etc. Sicht erfüllen und Verbesserungen über diesen Standard hinaus in der Bewertung zu vernachlässigen sind.

#### B. Maximierung der Kosteneffektivität

Dieses Bewertungsanliegen ergibt sich aus der Anwendung von **ökonomischen Effizienzkriterien**. Diese könnten einerseits aus den Technischen Richtlinien interpretiert werden (siehe Bewertungsanliegen C), andererseits ergeben sie sich aus den zukünftigen Anforderungen für regionale und überregionale Planungen entsprechend der EU WRRL. Prinzipiell können folgende 2 Fälle unterschieden werden:

##### B1. Ermittlung der ökologisch besten Variante/Technologie bei ähnlichen Kosten

Wie in Kap. 5.2 dargestellt worden ist, ist das wichtigste ökologische Kriterium beim Variantenvergleich (**konkrete Planungsebene**) i.d.R. die Gewässerökologie, welche nur zusammenfassend, basierend auf verschiedenen Subkriterien, durch einen Sachkundigen beurteilt werden kann. Die weiteren relevanten ökologischen Kriterien umfassen z.B. Grundwasser, Vegetation, Luft (vgl. Kap. 5.2). Prinzipiell stellt sich die Frage, ob und wie über die Schutzgüter hinweg aggregiert werden soll. Eine reine gewichtete additive Aggregation lässt einen weitgehenden Austausch zwischen einzelnen Zielerträgen zu, sodass sensible Alternativen, die z.B. bei einem Kriterium wesentlich versagen, nicht erkannt werden. Wie in Kap. 5.4.2 dargestellt, gibt es hier europaweit unterschiedliche Auffassungen. Falls ein gesamtökologischer Parameter basierend auf den in Kap. 5.2 definierten Kriterien ermittelt werden soll, ist zu beachten, dass die Beurteilung v.a. nur qualitativ vorgenommen werden kann (vgl. Kap. 5.2) und demnach nur Verfahren verwendet werden können, die ordinale Daten verarbeiten. Als Bewertungsverfahren werden die **ökologische Risikoanalyse** und vereinfachte Formen der **Nutzwertanalyse** (NWA) verwendet. Bei der Anwendung einer ökologischen Risikoanalyse wird im Vergleich zur NWA ein globaler Index verwendet, was für die Nachvollziehbarkeit günstiger ist (vgl. Kap. 4 und 5.4).

Weiters ist auch die Anwendung von Elementen der **Reihungsverfahren** möglich, insbesondere die Reihung nach dem wichtigsten Kriterium (IPPC-Büro der EC, siehe Kap. 5.4.2).

**Für überregionale Konzepte** entsprechend der EU WRRL bzw. für Anlagen, die der EU IPPC Richtlinie entsprechen (z.B. bei der Nutzung von Verbrennungsanlagen), ist auch eine „Umweltbelastung insgesamt“ zu berücksichtigen (ähnliche Fragestellungen können sich auch in anderen Bereichen ergeben, z.B. überregionaler Straßenbau). Dafür können z.B. **Ökobilanzmethoden** angewendet werden. Entsprechend den schwedischen Erfahrungen sind hier v.a. Aspekte der Ressourcennutzung und der Verbreitung von toxischen Substanzen in die Umwelt relevant. Im Hinblick auf die Kyoto-Ziele können auch Abtauschgeschäfte für die Emission von Treibhausgasen für überregionale Planungen in der SWW relevant werden. Ein weiterer Aspekt ist hier die Nutzung von ökologischen Vorteilen für Marketingzwecke (z.B. treibhausgasarme Schlammbehandlung).

### B2. Optimierung der ökologischen Effektivität im Hinblick auf die Kosten

Für dieses Bewertungsanliegen müssen die ökologischen mit den ökonomischen Kriterien mittels getrennter Aggregation und nachfolgender Bildung des Quotienten (Kosten/Wirkung, etwa Kosten pro EW) verknüpft werden, was wiederum einer **Variation der Kosten-Wirksamkeitsanalyse** entspricht. Es handelt sich hier um einen Spezialfall von Bewertungsanliegen C.

### **C. Maximierung des ökonomischen und ökologischen Nutzens**

Dieses Bewertungsanliegen kann einerseits aus den Technischen Richtlinien interpretiert werden (vgl. z.B. Merkblatt der Steiermärkischen Landesregierung zur Variantenuntersuchung, Version 4.0), andererseits ist es im Hinblick auf zukünftige Anforderungen aus der EU WRRL für **überregionale Konzepte** relevant. Hier sind zahlreiche Aspekte zu berücksichtigen, insbesondere das Verbot der Erhöhung der Umweltbelastung insgesamt (siehe Bewertungsanliegen B1) und die Bewertung der Kosteneffizienz. Bei diesem Bewertungsanliegen erfolgt eine Aggregation ökonomischer und ökologischer Kriterien. Diese Verknüpfung kann, wie in Kap. 5.3 dargestellt, monetär (**Kosten-Nutzen-Analyse**), über Nutzenfunktionen (z.B. **Nutzwertanalyse**), oder durch direkten Vergleich erfolgen (z.B. **ELECTRE**).

Die Ergebnisfindung bei diesem Bewertungsanliegen der integrativen Maximierung von ökonomischen und ökologischen Nutzen ist in der Praxis sehr schwierig (vgl. Kap. 6.3), daher wird von der **Anwendung dieser Methoden für konkrete Planungsprojekte abgeraten** (siehe Empfehlungen in 6.3.2). Insbesondere wird die monetäre Bestimmung von ökologischem Nutzen problematisch sein (vgl. Kap. 5.3).

**Im Hinblick auf überregionale Konzepte**, wo der Begriff Volkswirtschaft im Kontext einer **nachhaltigen Entwicklung** gesehen werden sollte (vgl. Kap. 5.3) und daher zahlreiche „Nachhaltigkeitskriterien“ mit komplexen Zielkonflikten zu berücksichtigen wären, kann aber die **kompetente Anwendung derartiger Methoden ein Hilfsmittel** zur Entscheidungsfindung darstellen. Die Anwendung solcher Methoden wird daher auch von verschiedenen Stellen empfohlen (z.B. Manual über Multi Criteria Analysis des britischen Umweltministeriums (DEFRA) oder die Federal Principles of Water Resources Planning der USA; **siehe auch Anmerkungen in 6.5**).

### 6.2.2.2 Umgang mit intangiblen Kriterien für das Bewertungsanliegen

In der Praxis ist das **explizit formulierte Bewertungsanliegen** häufig durch zusätzliche, oft nicht quantifizierbare (intangible) Kriterien, modifiziert. Um Manipulationen des expliziten Bewertungsanliegens zu vermeiden, sind diese Kriterien zumindest verbal-argumentativ darzustellen und zu dokumentieren. Eine wesentliche Erhöhung der Transparenz des Entscheidungsfindungsprozesses kann in einem solchen Fall durch den bewussten Umgang mit diesen Kriterien erzielt werden. Die Voraussetzung dafür ist, dass sie auch aus förderrechtlicher Sicht legitimierte Bewertungsanliegen darstellen können.

Es wird empfohlen, diese Kriterien, soweit möglich, in eine **Randbedingung** umzuwandeln, die eingehalten werden muss (KO-Kriterium; vgl. Eignungs- bzw. Auswahlkriterium im Kontext von Ausschreibungen) oder ökonomisch zu bewerten und in der Kostenvergleichsrechnung zu berücksichtigen (siehe Kap. 5.4.1). Jene Kriterien, die so nicht berücksichtigt werden können, sind als Bewertungskriterien beizubehalten. Dies wird im Kap. 6.3.2 dargestellt. Im Folgenden wird der mögliche Umgang mit einigen für die SWW relevanten Kriterien vorgestellt.

#### Technische Kriterien:

- Praktische Ausführbarkeit

Diese Gruppe von Kriterien (z.B. Möglichkeit der erforderlichen Grundinanspruchnahme, Zustimmung der fremden Rechte, Umsetzbarkeit von Schutzgebieten bei Wassergewinnungsanlagen) sollte als Randbedingung definiert werden, wo z.B. nur solche Varianten berücksichtigt werden, für die eine Grundinanspruchnahme oder die Umsetzbarkeit zumindest nicht ausgeschlossen ist. Für die Ausführungsvariante sollten Vorverträge gemacht werden bzw. eine allf. Enteignung abgewogen werden.

- Genehmigungsfähigkeit (Gewährleistung des Standes der Technik)

Unsicherheiten bei neuen Technologien sollen mit der Behörde abgestimmt werden.

- Langlebigkeit und Qualität

Dieses Kriterium ist insofern relevant, als es die Kosten beeinflusst. Es wird v.a. durch die allfälligen Präferenzen des Bauherren und des Planers beeinflusst. Es können entweder Mindeststandards definiert werden oder, falls dies nicht möglich ist (nicht quantifizierbar), kann ein Kriterium formuliert werden.

- Flexibilität, Erweiterungsfähigkeit

Die Bedeutung dieses Kriteriums nimmt naturgemäß mit zunehmender Unsicherheit über zukünftige Entwicklungen zu. Es kann entweder als Randbedingung definiert werden oder, falls dies z.B. nur mit unverhältnismäßigen Kosten für Sicherheitsreserven möglich ist, qualitativ bewertet werden (z.B. Abschätzung der Wahrscheinlichkeit der zukünftigen Entwicklung) und in die Gesamtbewertung (als Kriterium) einfließen (siehe Kap. 6.3.2). Als Hilfsmittel kann die Szenariotechnik angewendet werden (siehe Projektrisiko).

- Betriebssicherheit
  - Maximierung der Anlagenverfügbarkeit

Dieses Kriterium kann ein hohes Gewicht bei der Bewertung der Varianten haben (z.B. Bevorzugung von Freispiegelvarianten) und sollte vor allem in die ökonomische Bewertung Eingang finden. Dafür können Mindestanforderungen an die technische Ausstattung und Gestaltung der technischen Anlagen definiert werden, die von allen betrachteten Varianten erfüllt werden müssen (z.B. Reservepumpe, Notstromaggregat bei einem Pumpwerk, Redundanz). Die formulierten Mindestanforderungen bzw. Mindestausstattung sollten gewährleisten, dass eine ähnlich hohe Verfügbarkeit und Betriebssicherheit erreicht wird, wie bei den anderen zum Vergleich stehenden Lösungsmöglichkeiten. Damit werden die Nachteile einer Variante kompensiert und fließen als zusätzliche Kosten in die Bewertung ein Vorteile einer Variante werden dann nicht weiter betrachtet.

- Begrenzung des Schadensrisikos sowie der Schadensauswirkungen

Dieses Kriterium ist teilweise durch technische Normen als Randbedingung definiert (z.B. empfohlene Überflutungshäufigkeiten). Im Rahmen von Variantenuntersuchungen betrifft es z.B. die Wahl der Trassenführung, d.h. die Schadensauswirkung einer bestimmten Trasse (das Schadensrisiko der



Technologie ist als Randbedingung zu definieren). Relevant sind einerseits Schäden an Bauwerken, und andererseits ökologische Schäden. Erstere können mit einer Kostenabschätzung bewertet werden. Fallweise können auch befürchtete ökologische Schäden durch technische Vorsorgemaßnahmen erfasst (z.B. Doppelmantelkanäle in sensiblen Grundwasserbereichen) und damit ökonomisch bewertet werden.

In diesen Bereich fallen oft auch generelle Annahmen, dass z.B. Senkgruben prinzipiell undicht sein könnten, oder dass kleinere Kläranlagen prinzipiell ein höheres Schadensrisiko aufweisen als größere. Solche Annahmen sollten jedenfalls als allf. Entscheidungsgrundlage seitens des Planers transparent dargestellt werden und können dann vom Landessachverständigen akzeptiert oder abgelehnt werden. Dafür könnten auch generelle Richtlinien ausgearbeitet werden, basierend auf Auswertungen von beobachtbaren Schadenswahrscheinlichkeiten.

- Versorgungssicherheit (bei WVA)

Dieses Kriterium wurde zum Beispiel bei der Diskussion des Praxisbeispiels mit dem AK SWW in einem konkreten Beispielfall als wichtigstes Kriterium genannt, was die hohe Bedeutung dieses Kriteriums im Rahmen der Variantenuntersuchung bestätigt. In der Praxis betrifft dieses Kriterium z.B. die qualitative und quantitative Eignung der verfügbaren Wasserspender. Im einfachsten Fall kann dieses Kriterium als Randbedingung definiert werden, d.h. nur solche Varianten sind zu berücksichtigen, bei denen gewünschte Wasserentnahmemenge oder Grundwasserqualität (auf Dauer) sichergestellt ist. Gerade in Gebieten mit stark schwankendem Bedarf kann dies aber unökonomisch sein. In diesem Fall kann man z.B. eine allfällige Versorgungsknappheit durch Zukauf von Wasser (z.B. überregionaler Wasserversorger, Tankwagen) beheben. Die Kosten des „Wasserzukaufes“ bei den prognostizierten Ausfällen können dann berechnet werden. Im Fall von Tourismusgebieten, die naturgemäß einen stark schwankenden Bedarf aufweisen, müssen auch externe Kosten (Imageschaden, etc.) berücksichtigt werden. Diese Bewertung könnte mit umweltökonomischen Methoden durchgeführt werden (vgl. Kap. 5.3), es ist aber zu überlegen, ob diese zusätzlichen Kosten förderfähig sind, oder ob sie von der betroffenen Gemeinde zu bezahlen sind.

- Wasserqualität

Falls sich Wasserversorgungsvarianten durch unterschiedliche Wasserspender mit unterschiedlichen Wasserqualitäten unterscheiden (die alle akzeptabel sind), kann die bessere Wasserqualität wiederum mittels umweltökonomischer Methoden ökonomisch bewertet werden (z.B. Zahlungsbereitschaft), wobei sich auch hier die Frage nach der Förderfähigkeit stellt.

- Kontrollaufwand

Dieses Kriterium kann durch das Aufstellen von Randbedingungen erfasst werden, wenn die Gewährleistung einer vergleichbaren Qualität des Betriebes Ziel der Kontrolle ist (z.B. zum Erreichen einer vergleichbaren Betriebssicherheit beim Betrieb von Kleinkläranlagen im Vergleich zu zentralen Abwasserreinigungsanlagen), und ist ansonsten ökonomisch zu bewerten (Kosten für den notwendigen Kontrollaufwand).

### **Sonstige Kriterien:**

- Förderungsmöglichkeiten

Hier ist zwischen Förderfähigkeit und Förderausmaß zu unterscheiden. Diese Kriterien sind naturgemäß für die Bauherren von Interesse und können nur in die betriebswirtschaftliche Bewertung einfließen (z.B. ist eine ev. nicht förderfähige Variante für den Bauherren günstiger und er wird daher auf die Förderung verzichten).

- Gemeindepolitische Aspekte

Gemeindepolitische Interessen sind eine bekannte Ursache der Entscheidung für oder gegen bestimmte Varianten. Prinzipiell gibt es gemeindepolitische Anliegen, die Randbedingungen darstellen (z.B. raumordnungsrechtliche Festlegungen, örtliche Entwicklungspläne) und deshalb auch so in die Bewertung eingehen sollten. Andere Aspekte beruhen eher auf emotionalen oder politischen Motiven und Vorurteilen (z.B. keine Abhängigkeit von überregionalen Versorgern, kein Anschluss an eine zentrale Kläranlage, nicht zu nahe am Ort), die keinesfalls ungeprüft akzeptiert werden dürfen.

- Langfristige Projektrisiken

Das Projektrisiko ist v.a. bei Variantenuntersuchungen, die weit in die Zukunft reichen wesentlich.

- Ergiebigkeit und Qualität von potentiellen zukünftigen Wasserspendern

Dieses Kriterium kann oft als Randbedingung definiert werden, d.h. bei wesentlichem Einfluss ist vorweg eine Untersuchung der potentiellen Wasserspender durchzuführen und zu klären, ob die geforderte Ergiebigkeit und Qualität auf Dauer gegeben sein wird oder nicht.

- Allg. zukünftige Entwicklungen (Bevölkerungsentwicklung, technischer Fortschritt, etc.)

In der Vergangenheit wurden diese Unsicherheiten durch großzügige Sicherheitsreserven und flexible Anlagengestaltungen berücksichtigt. Da aus ökonomischen Gründen auch in Österreich solche Planungen kaum mehr durchzuführen sind, ist dieser Fall mittlerweile wenig praxisrelevant geworden. Als Entscheidungshilfe zur Klärung der notwendigen Dimensionierungsreserven bzw. der erforderlichen Flexibilität (z.B. Erfordernis einer modulartigen Erweiterbarkeit) kann die Durchführung von Szenariountersuchungen helfen. Jene zukünftigen Entwicklungen, für die eine relevante Eintrittswahrscheinlichkeit angenommen werden kann, sollten in eine Randbedingung umgewandelt werden, durch die ausgedrückt wird, welche Unsicherheiten der zukünftigen Entwicklung noch bzw. nicht mehr berücksichtigt werden sollen. Völlig unsichere, unabsehbare Entwicklungen können jedoch auf keine Weise in einer Variantenuntersuchung sinnvoll berücksichtigt werden. Mit anderen Worten: Auf sichere Entwicklungen muss man sich einstellen, auf wahrscheinliche Entwicklungen kann man sich einstellen, auf unbekannte Entwicklungen kann nicht reagiert werden.

### 6.2.2.3 Umgang mit Unsicherheiten

Es gibt verschiedene Klassifikationen der Unsicherheit. Generell sind folgende Unsicherheiten bei Projekten relevant:

**Unsicherheiten der Datenbasis** (Datenfehler, Stichprobenlänge und Repräsentativität): sie beziehen sich auf hydrologische, geologische, technische und demografische Unterlagen.

**Unsicherheiten der Modelle:** sie beziehen sich auf Prognosen im Planungsraum und innerhalb des Planungshorizontes. Diese Modelle dienen für zukünftige Entwicklungen, sie werden aber auch für die Erfassung der Wirkungen herangezogen

Welche Strategie zum Umgang mit Unsicherheiten gewählt wird, hängt von der Art der Unsicherheit (beseitigbare Unsicherheit oder prinzipielle Unsicherheit - z.B. über zukünftige Erkenntnisse- ab).

Beseitigbare Unsicherheiten (z.B. unvollständige Daten, unsichere Messergebnisse) müssen auch in jenem Ausmaß beseitigt werden, das zur Klärung der sich stellenden Fragen erforderlich sein wird. Wenn z.B. in der Nähe eines geplanten Kläranlagenstandortes in Hauptwindrichtung eine Siedlung liegt, so sind Geruchsbelästigungen von Nachbarn möglich. Wenn eine erste Immissionsprognose (unter Anwendung eines mathematischen Simulationsmodells) zum Ergebnis kommt, dass bei bestimmten meteorologischen Situationen (Ausbreitungssituationen) Geruchswahrnehmungen stattfinden werden, so sind (zur Beseitigung der Prognoseunsicherheiten) die meteorologischen Verhältnisse vor Ort zu messen. Auf Basis der gemessenen meteorologischen Daten kann dann die

Häufigkeit der Geruchsimmissionen (und damit – einem üblichen umweltmedizinischen Beurteilungsansatz folgend – das Ausmaß der Belästigung) ermittelt werden.

**Die in der SWW üblichen Unsicherheiten können wie folgt systematisiert werden:**

- Unsicherheiten der Planung
  - Technische Unsicherheiten (z.B. Bodenverhältnisse, Verfügbarkeit von Wasserspendern, Grundwasseranfall)

Diese Unsicherheiten können und sollten durch entsprechende Untersuchungen in die Planungsphase (Bodenuntersuchungen, etc.) verringert werden und sind dem Typus der beseitigbaren Unsicherheiten zuzuordnen.

- Unsicherheiten der zukünftigen Entwicklung (z.B. zukünftige Anschlüsse, Verfügbarkeit von Grundstücken, Wasserverbrauch, Fehlanschlüsse)

Als Hilfsmittel zur Abschätzung der Auswirkungen dieser Unsicherheiten können Szenariountersuchungen dienen, die die Bandbreite möglicher Entwicklungen erkennen lassen.

- Ökonomische Unsicherheiten (z.B. Marktpreisentwicklung)

Wie in Kap. 3 ausgeführt, kann die Wahl der Ausführungsvariante wesentlich durch ökonomische Unsicherheiten beeinflusst werden. Kostenberechnungen sind i.d.R. das dominante Kriterium für die Auswahl der Ausführungsvariante; hier bewegen sich die **Unsicherheiten für die Schätzung der Investitionskosten** zwischen 10-30% (in einem ähnlichen Bereich bewegen sich die Unterschiede im konkreten Angebotsverfahren zwischen den Bietern) und sind somit oft höher als die eigentlichen Kostenunterschiede der bei Kostenvergleichsberechnungen bestgereichten Varianten (vgl. Kap. 3). Die Unsicherheiten betreffen auch die Betriebskosten, v.a. bei dezentralen Anlagen (Kostenwahrheit). Diese Unsicherheit ist v.a. durch die Markt- und Technologieentwicklung geprägt, die im Zuge der Variantenuntersuchung mit zahlreichen Annahmen belegt werden muss (vgl. Flögl, 1980, Starkl et. al., 2003). Die Unsicherheit bei den Betriebskosten und Reinvestitionskosten ist zusätzlich durch die zum Zeitpunkt der Durchführung einer Variantenuntersuchung kaum abschätzbare Qualität des Baues und die Wartung während des Betriebes vergrößert. Eine wichtige Voraussetzung für eine transparente Bewertung der Varianten ist daher eine nachvollziehbare Ermittlung der Kosten und die Darlegung der möglichen Bandbreiten und Unsicherheitsfaktoren bzw. der in diesem Zusammenhang getroffenen Annahmen. Ein aktuelles Forschungsprojekt zum Thema Betriebskosten von kleinen Kläranlagen wird z.B. von der BOKU in Kooperation mit BDL durchgeführt.

Die Vorgabe verbindlicher Richtkosten ist nur bedingt zielführend (wenn auch zu würdigen ist, dass dadurch für den Variantenvergleich eine einheitliche Vergleichsbasis geschaffen wird), weil so zusätzliche Unsicherheiten geschaffen werden (keine Rücksichtnahme auf lokale Besonderheiten). Demzufolge müsste in der Praxis auch ein Abweichen von den in manchen Bundesländern definierten Richtkosten möglich sein.

Ein möglicher Weg um auf betriebswirtschaftlicher Ebene Kostensicherheit zu erhalten, ist das Risiko der **Kostenunsicherheit mit einer Ausschreibung auszulagern** (zur Problematik dazu siehe weitere Ausführungen in Kap. 6.4).

- Unsicherheiten bei der Prognose von Umweltbelastungen
  - Unsicherheiten bei der Prognose von Ursachen (Faktoren, die die Immission beeinflussen, z.B. Emissionen im Betrieb und im Schadensfall)

Ungenauigkeiten der Prognose von Emissionen und Immissionen können wesentlich das Ergebnis einer Variantenuntersuchung „verzerren“. Die Unsicherheit von Umweltprognosen ist bei der Bewertung zu berücksichtigen, in dem nach dem Muster – je „kritischer“ eine Auswirkung, um so genauer die Prognose – vorgegangen wird. Bei Betriebsstörungen und Störfällen mit abschätzbarer Wahrscheinlichkeit und Auswirkungshöhe (was wohl in der SWW selten der Fall sein dürfte), kann

man „akzeptable“ Risiken („Restrisiko“) als Randbedingung definieren, die dann auch die notwendigen betriebs- und sicherheitstechnischen Abhilfemaßnahmen bestimmt (siehe auch Pkt. Betriebssicherheit).

- Unsicherheiten bei der Prognose der Wirkungen

Diese Unsicherheiten sind zum Teil prinzipieller Natur, zum Teil könnten sie – wenigstens theoretisch – durch wissenschaftliche Untersuchungen beseitigt oder verringert werden. Einige prinzipielle Unsicherheiten sind in Form von Risikovermutungen vom Gesetzgeber einer Regelung zugeführt wurden: Wenn z.B. in einigen Bodenschutzgesetzen Ausbringungsverbote für Klärschlamm enthalten sind oder die Ausbringung bei Einhaltung bestimmter Schadstoffgrenzwerte zugelassen wird, so wurden damit Vorgaben für einen Bereich gemacht, wo es z.T. noch immer sehr wenig Wissen über das tatsächliche Verhalten bzw. die tatsächlichen Wirkungen von Schadstoffen gibt. Auch die Anwendung von Instrumenten des Vorsorgeprinzips (z.B. in Form von „Sicherheitsfaktoren“ bei der Ableitung von Grenzwerten) reflektiert den gesetzgeberischen Umgang mit Unsicherheit in diesem Bereich. Unsicherheit aufgrund begrenzter Kenntnisse von Wirkungen und Wirkungszusammenhängen lassen sich damit immer wieder als Randbedingungen, die eingehalten werden müssen, auffangen. Bei vielen Schadstoffen, für die keine Regelungen in Rechtsvorschriften getroffen wurden, kann man derartige Prinzipien anwenden und gelangt so zu Grenzwertvorschlägen oder Richtwerten. Nur dort, wo alles Wissen fehlt und nicht einmal Risikovermutungen angestellt werden können, kann man Schadstoffwirkungen auch nicht erfassen und muss sie aus der Untersuchung „ausblenden“.

- Generelle Strategien zur Entscheidung unter Unsicherheit

Wie bei den Bewertungsverfahren beschrieben wurde (z.B. bei NAIADA, siehe Kap. 2), gibt es auch generelle Strategien zur Entscheidung unter Unsicherheit, die vor allem dann zweckmäßig sind, wenn eine diffuse Quelle der Unsicherheit nicht wie oben mit konkreten Maßnahmen angesprochen werden kann. Auch diese Strategien führen zu einer (bisweilen erheblichen) Modifikation des Bewertungsanliegens, wie man aus der Gegenüberstellung zweier klassischer Ansätze sieht; einerseits der Ermittlung von Wahrscheinlichkeiten möglicher Szenarien und der Bewertung nach dem Erwartungswert der Zielfunktion (alternativ einem Quantil) und andererseits für besonders hochwertige Schutzgüter eine Bewertung nach dem ungünstigsten Szenarium. Ein sehr verbreiteter Ansatz zum rechnerischen Umgang mit unsicheren Daten ist die Verwendung unscharfer Zahlen. Die möglichen Modelle gehen von Genauigkeitsgrenzen aus (Intervalle, wie die Kostenbänder bei LAWA, Toleranzrelationen bei ELECTRE), verwenden Wahrscheinlichkeitsverteilungen für die Datenwerte (z.B. PROMETHEE) oder erweitern den Zahlenbegriff selbst, indem sie verbale Bewertungen in Fuzzy Sets ausdrücken (z.B. NAIADE), die trotz der formalen Ähnlichkeiten nicht mit Wahrscheinlichkeitsaussagen verwechselt werden dürfen.

**Allerdings kann nur bei einfachen Strategien (z.B. Kostenbänder) davon ausgegangen werden, dass sie von Anwendern nachvollzogen werden können (praktische Realisierbarkeit).**

### 6.2.3. Optimierung der Varianten

In der Praxis erfolgt die Optimierung i.d.R. durch den Vergleich der generierten Varianten nach dem vorgegebenen Ziel, i.d.R. Kostenminimierung (Einzielplanung).

Basierend auf der Zielfunktion (Bewertungsanliegen) für die Bewertung der Varianten kann zur Ermittlung der optimalen Variante auch ein **mathematisches Optimierungsverfahren** (ein Algorithmus, vgl. Kap. 2.3) verwendet werden. Notwendig wird dieser Schritt erst dann werden, wenn der Aufwand für die herkömmliche Optimierung der Zielfunktion (z.B. Kostenminimierung) aufgrund einer Vielzahl von möglichen Varianten ineffizient ist. Ein möglicher Anwendungsfall wäre allenfalls die Optimierung der Trassenwahl für ein großes Gebiet. Um eine gewisse Anwenderfreundlichkeit zu gewährleisten, ist dafür zumindest eine Software mit GIS-Funktion erforderlich, wo die Knotenpunkte eingetragen werden können (z.B. RWSP, siehe Kap. 2.3). Wegen des hohen Aufwandes wird ein

solches Verfahren **in der Praxis der SWW aber allenfalls in Sonderfällen** sinnvoll eingesetzt werden können. Im Hinblick auf generelle Planungen nach der WRRL wäre für den Einsatz auf Flussgebietsebene die Kombination mit einem Gewässergütemodell interessant. Derartige Verfahren sind z.Z. in Entwicklung.

### ***6.3. Empfehlungen für die Gestaltung des Entscheidungs- und Planungsprozesses***

#### ***6.3.1. Gestaltung des Entscheidungsprozesses***

Prinzipiell gilt das **Modell der rationalen Entscheidungsfindung**. Das heißt, aus einer endlichen Menge an Alternativen mit bekannten Konsequenzen bei der Umsetzung der Alternative wird ein rationaler Entscheidungsfinder versuchen, die optimale (beste) Alternative auszuwählen. Das Kriterium der Optimalität bezieht sich auf eine Zielfunktion (Bewertungsanliegen), die durch den Entscheidungsträger (und/oder z.B. Gesetzgeber, Förderungsrichtlinien, etc.) vorgegeben wird. Hier kann prinzipiell zwischen der Generierung von Varianten, der Bewertung und der Optimierung unterschieden werden. Der Zusammenhang zwischen diesen Aspekten wurde in Kap 1.1 (vgl. Graphik 1.1-1 dort) dargestellt. Grundsätzlich kann die Optimierung mittels einer Vielzahl von Methoden durchgeführt werden.

In der Praxis wird die Ermittlung der optimalen Variante in vielen Fällen durch einfache Beurteilungen möglich sein (z.B. gibt es nur wenige mögliche Varianten). Die folgenden Ausführungen gelten für den Fall, dass ein komplexeres Entscheidungsproblem ansteht (z.B. Zielkonflikte).

Der **Begriff der Optimalität** muss dann sowohl in theoretischer Hinsicht als auch im Kontext der praktischen Anforderungen relativ gesehen werden. Wie in Graphik 1.1-1 (Kap. 1.1) dargestellt, kann sich das „Optimum“ auf unterschiedliche Punkte auf einer Kurve beziehen. Der „optimale Punkt“ wird durch die Zielfunktion bestimmt. Dieser Punkt wird sich jedoch in der Praxis kaum erreichen lassen. Einerseits weil die vorhandenen Unsicherheiten (mit verhältnismäßigem Aufwand) nur teilweise ausgeräumt werden können, andererseits weil aufgrund der verschiedenen Interessen der beteiligten Akteure Zielkonflikte bestehen (i.d.R. wird es keinen gesellschaftlichen Konsens über die Wichtigkeit der Kriterien geben). Verfahren, die voraussetzen, dass es einen derartigen Konsens gibt (z.B. Nutzwertanalyse), werden daher in der Praxis kaum von allen Akteuren akzeptiert werden, weil sie eine Manipulation der Entscheidungsfindung durch ein unflexibles Verfahren (vgl. Kap. 5.4) befürchten müssen. **Ziel ist es daher, wenn schon nicht die optimale, dann wenigstens eine für alle Akteure zufrieden stellende Lösung zu finden.** Die Basis dafür ist ein Verhandlungsprozess zwischen den Akteuren, wo neben rationalen Argumenten oft auch emotionale Faktoren eine Rolle spielen (vgl. Kap. 2.2).

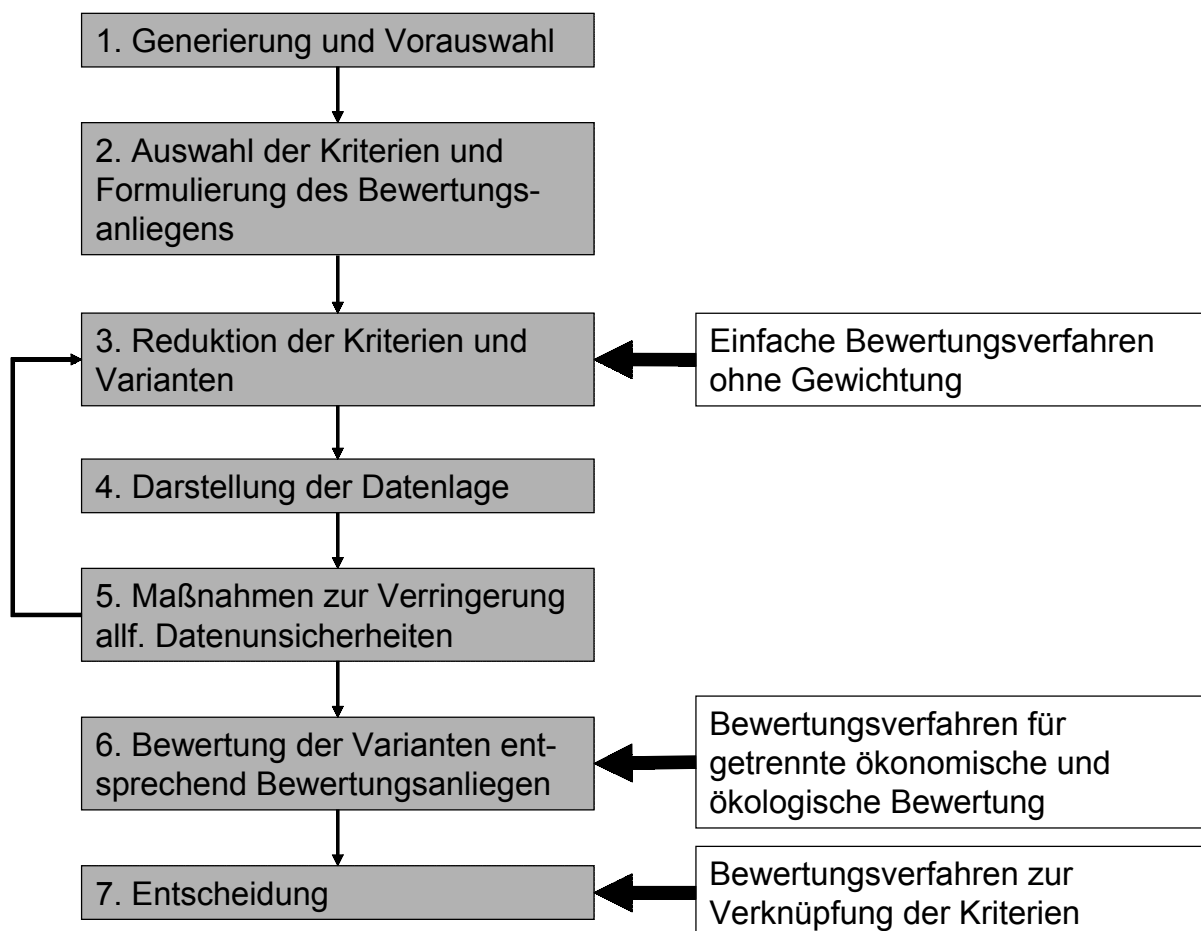
Ein zentrales Element im Verhandlungsverfahren ist weiters Vertrauen. Untersuchungen aus dem Bereich der Verkehrsplanung zeigen (vgl. Sammer et. al., 2002), dass zwischen zwei grundlegenden Formen des Vertrauensentzuges differenziert werden muss: Skepsis, als vorsichtige, sachliche Distanz, und Misstrauen, als prinzipielle, oft persönlich-emotionale Ablehnung. Die Schlussfolgerung daraus ist, dass der **Entscheidungsprozess offen gestaltet werden muss**, d.h. eine **Methode die vorgibt den „Stein der Weisen“ gefunden zu haben, wir nicht zum Erfolg führen** (abgesehen davon, dass es sie auch nicht gibt). Diese Erfahrungen aus der Praxis werden auch international von Konsulenten aus dem Bereich der SWW bestätigt. (Z.B. im Rahmen von Projektworkshops des britischen Projektes Flexiframe von einem Vertreter des weltweit tätigen Ingenieurbüros Ove Arup&Partners, dass intensiv in das Projekt involviert ist, und selbst SPEAR (Sustainability Project Appraisal Routine) entwickelt hat; Oktober 2003, Leeds. Weiters bestätigen diese Erfahrungen von dem an dem schwedischen Urban Water Programm beteiligtem Büro Scandiaconsult.)

Basis eines **Erfolg versprechenden Verhandlungsprozesses** ist das Erreichen von mehr **Verständlichkeit und Nachvollziehbarkeit** durch die Reduktion der i.d.R. komplexen

Bewertungsaufgabe mittels **Vereinfachungen und einer strukturierten Vorgehensweise**. Mögliche Vereinfachungen umfassen z.B. die Reduktion der zu betrachtenden Parameter, Umwandlung von Optimierungszielen in Randbedingungen (die leichter diskutiert werden können) und die Formulierung von Prioritäten. Nicht vermeidbare problematische Annahmen (z.B. Gewichtung) sollten erst so spät wie möglich im Entscheidungsprozess erfolgen. Eine strukturierte Vorgehensweise kann durch klare Vorgaben der Gestaltung des Planungsprozesses erreicht werden (siehe unten).

### 6.3.2. Gestaltung des Planungsprozesses

Die folgende **empfohlene Vorgangsweise** ist in Abb. 6.3.1 dargestellt. Sie umfasst einige Punkte (Planungsschritte), die in der Praxis ohnehin erfolgen oder als trivial erscheinen, erfüllt aber das Prinzip einer strukturierten und transparenten Vorgehensweise und kann damit z.B. auch in die Technischen Richtlinien implementiert werden.



**Abbildung 6.3-1:** Empfohlener Planungsablauf einer Variantenstudie. (Starkl und Brunner, 2003)

#### (1.) Generierung und Vorauswahl der möglichen Varianten

Dieser Punkt umfasst die Auflistung von grundsätzlich möglichen Varianten sowie die Vorauswahl der Varianten, die näher untersucht werden sollen, basierend auf den maßgebenden Randbedingungen. Eine Begründung für die Ausscheidung von Varianten ist zu dokumentieren. Bereits durch diese Maßnahme lässt sich eine Verbesserung der Nachvollziehbarkeit erreichen, da bislang die Vorauswahl nicht immer in dieser Form erfolgte.

#### (2.) Auswahl der Kriterien und Formulierung des Bewertungsanliegens

Auswahl der für die Bewertung der Varianten wichtigen Kriterien sowie Formulierung des Bewertungsanliegens. Begründung für die Auswahl. Die wesentlichen, auch intangiblen, Kriterien sollen dargestellt werden und ein generelles Bewertungsanliegen soll formuliert werden (vgl. Kap. 6.2.2).

### (3.) Reduktion der Kriterien und der Varianten

Wie in Kap. 6.2.2.2 vorgestellt, sollen nun die wesentlichen intangiblen Kriterien in Randbedingungen umgewandelt werden, die einzuhalten sind. Allenfalls können die zusätzlichen Kosten, die für technische Maßnahmen notwendig sind, um die Randbedingung einzuhalten, in die ökonomische Bewertung Eingang finden. Kriterien, die sich so nicht eliminieren lassen, sind allerdings weiter zu berücksichtigen (siehe Punkt 7 - Entscheidung).

Mittels einfacher Bewertungsverfahren ohne die problematische Annahme der Substituierbarkeit (also z.B. Wahlverfahren ohne Kriteriengewichte, wie VETO oder die Ausscheidung von Varianten, die in allen Kriterien schlechter sind als eine andere) erfolgt eine weitere Reduktion der in Punkt 1 ausgewählten Varianten. Durch diese Schritte wird das in Punkt 2 formulierte generelle Bewertungsanliegen bereits konkreter formuliert.

### (4.) Darstellung der Datenlage

Darstellung der Datenlage sowie der möglichen Auswirkung auf die Bewertung. Für die verbliebenen Varianten sollen hinsichtlich der nicht weiter reduzierbaren Kriterien die wesentlichen Unterschiede dargestellt werden. Insbesondere sind die allenfalls bestehenden Unsicherheiten der Datenlage und der Prognose darzustellen.

### (5.) Maßnahmen zur Verringerung allfälliger Datenunsicherheiten

Darstellung von allfälligen Maßnahmen zur Verringerung der Unsicherheiten (z.B. Durchführung von Bodenuntersuchungen, Gewässeruntersuchungen, etc.)

Falls Punkt 4 ergibt, dass z.B. vorhandene Planungsunsicherheiten wesentliche Auswirkungen auf die Bewertung der Varianten haben, sollen Maßnahmen getroffen werden, um diese zu verringern (vermehrte Bodenuntersuchungen, Gewässeruntersuchungen, etc.), bzw. begründet werden, warum diese Maßnahmen nicht getroffen werden. Oft wird hier ein Kompromiss zwischen den bewertungstechnischen Anforderungen und dem Untersuchungsaufwand zu schließen sein.

### (6.) Bewertung der Varianten

Entsprechend dem in Punkt 2 formulierten und in Punkt 3 modifizierten Bewertungsanliegen erfolgt nunmehr eine Bewertung. Wir beschränken uns auf die in Kap. 6.2.2.1 diskutierten generellen Bewertungsanliegen:

#### *A: Minimierung der Kosten bei ökologischer Verträglichkeit*

Wie in 6.2.2.1 dargestellt, ist für diesen Fall die **Kostenvergleichsrechnung** ausreichend. Nach Erfordernis sind im Rahmen der Bewertung neben den Kosten auch intangible Kriterien (vgl. Punkt 2 und 3) mittels der in Punkt 7 dargestellten Bewertungsverfahren zu berücksichtigen.

#### *B: Maximierung der Kosteneffektivität*

Für diesen Fall ist neben der Kostenvergleichsrechnung auch eine **Bewertung der ökonomischen Effektivität** und somit auch des ökologischen Nutzens der Varianten notwendig. Prinzipiell können aber auch verschiedenste **Effizienzkriterien** betrachtet werden (vgl. 6.2.2.1).

Für **konkrete Planungen** sind entsprechend den Technischen Richtlinien nur lokale ökologische Auswirkungen zu betrachten. Von einer Aggregation dieser Kriterien wird, wie in Kap. 5.4.2 dargelegt, abgeraten. Empfohlen wird die Anwendung einfacher Wahlverfahren, z.B. eine Reihung nach dem wichtigsten (dominanten) Kriterium entsprechend dem Vorschlag des IPPC Büros der EC. Damit können dann **verschiedene Effizienzmaße** gebildet werden.

Im Hinblick auf **überregionale Konzepte** müssen ev. zukünftig auch globale ökologische Auswirkungen, z.B. mittels verschiedener **Ökobilanzmethoden**, betrachtet werden, (siehe Anmerkungen in Kap. 6.5, 6.2.2.1 und 5.1). Diese Indices können dann auch mit **Umweltkosten** verknüpft werden (vgl. zukünftig handelbare Zertifikate für Treibhausgasemissionen).

### *C: Maximierung des ökonomischen und ökologischen Nutzens*

Bei diesem Bewertungsanliegen ist zusätzlich zur Beurteilung des ökonomischen und ökologischen Nutzens eine Verknüpfung derselben durchzuführen. Wie in 6.2.2.1 dargestellt, wird von diesem Bewertungsanliegen **für konkrete Planungen abgeraten**, obwohl die bekannteste Methode zur Umsetzung dieses Bewertungsanliegens, die NWA, oftmals angewendet wird (z.B. zur Beurteilung funktionaler Ausschreibungen).

Im Hinblick auf **überregionale Konzepte**, wo im Hinblick auf neue Anforderungen sehr viel mehr Kriterien zu berücksichtigen sind, wird aber der **kompetente Einsatz von komplexeren Methoden** als Mittel zur Entscheidungsunterstützung im Einzelfall zu überlegen sein, insb. wenn es eine große Zahl möglicher Varianten oder Lösungsansätze zu beurteilen gibt (siehe auch Anmerkungen in 6.5).

### **(7.) Entscheidung**

Wie oben ausgeführt, erscheint es zielführend, die meisten Kriterien als Randbedingungen zu erfassen oder in umgewandelter Form in die ökonomische Bewertung mit einzubeziehen. Für den letztendlich erforderlichen Schritt der Variantenauswahl sollten dann nur mehr wenige, besonders wichtige Kriterien (je nach Bewertungsanliegen ökonomische, ökologische und intangible) verblieben sein.

Prinzipiell können für die Verknüpfung dieser Kriterien die meisten der erwähnten Bewertungsverfahren angewendet werden (z.B. Präferenzmatrix, gewichtete Punktebewertung wie NWA, etc.).

Welches Bewertungsverfahren für einen konkreten Fall angewendet werden soll, kann letztendlich nur von den Entscheidungsträgern beurteilt werden. Nationale und internationale Erfahrungen zeigen, dass **keine weitere Transparenz und Nachvollziehbarkeit durch die Anwendung eines speziellen Verfahrens** auf dieser Stufe erfolgen kann. Sowohl eine einfache verbale Beurteilung sowie eine Nutzwertanalyse können geeignet sein. Prinzipiell wird aber **empfohlen, einfache Verfahren zu wählen, und möglichst keine Verknüpfung** (Aggregation) aller Kriteriengruppen durchzuführen. Wie auch das eidgenössische NISTRA Projekt des Bundesamtes für Strassen feststellt, vermitteln Methoden wie die **NWA, die Illusion**, einen komplexen, mit vielfältigen Trade-Offs behafteten Entscheidungsprozess durch eine wie auch immer errechnete Punktezahl ersetzen zu können (ASTRA, 2003). Weiters können NWA und Co. **Spekulationen und Manipulationen** erleichtern und führen daher oft nur scheinbar zu einer höheren Transparenz und Nachvollziehbarkeit von Entscheidungen. Darüber hinaus stellt sich auch die Frage, wer legitimiert ist eine Gewichtung der Kriterien vorzunehmen. Erfahrungsgemäß werden politische Vertreter diese Gewichtung den „Experten“ überlassen wollen (vgl. Scholles, 1997).

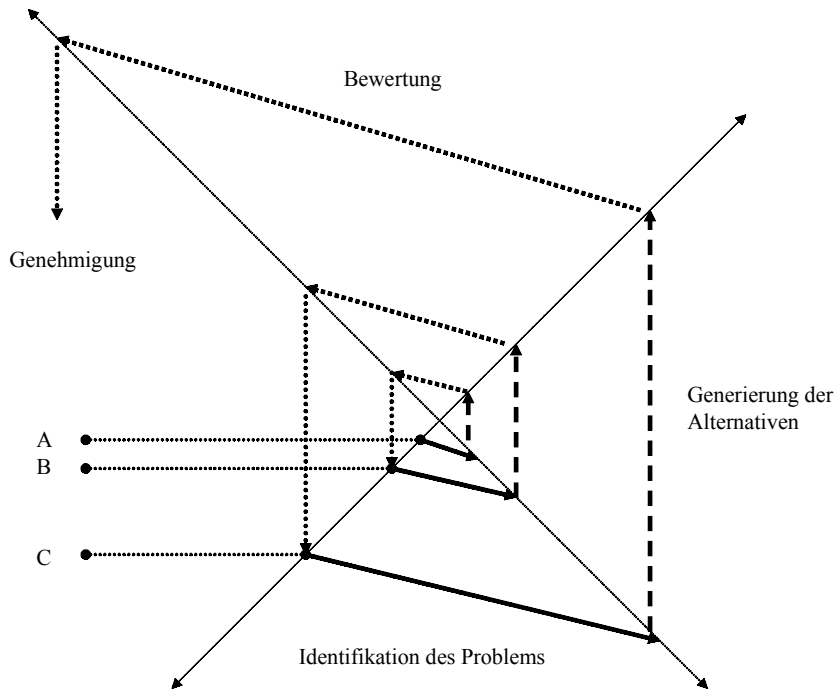
Eine Möglichkeit, dennoch zu einer Entscheidung zu gelangen, welche Variante ökologisch besser ist, ist die **Reihung nach einem dominanten Kriterium**, z.B. bei Technologievergleichen die wichtigste für die Gewässerökologie relevante Emission (siehe Punkt 6: Maximierung der Kosteneffektivität). Falls mehrere Kriterien als ähnlich wichtig angesehen werden, sollten sie getrennt beurteilt werden und bis zum Schluss in den Entscheidungsprozess Eingang finden.

**Zusammenfassend** kann festgehalten werden, dass auf der Ebene von **konkreten Planungsprojekten** davon abgeraten wird, verschiedene Kriteriengruppen zu verknüpfen. Falls eine Verknüpfung unumgänglich ist, sollte sie erst möglichst spät im Entscheidungsprozess durchgeführt werden. Bei **überregionalen Konzepten**, wo im Hinblick auf neue Anforderungen sehr viel mehr Kriterien zu berücksichtigen sind, kann aber der **kompetente Einsatz von komplexeren Methoden** als Mittel zur Entscheidungsunterstützung dienen (siehe Anmerkungen in Kap. 6.5).



## 6.4. Einfluss der Rahmenbedingungen auf die Bewertung von Varianten

Da die Planung auf Einzugsgebietsebene für einen langfristigen Zeitraum erfolgt (z.B. 15 Jahre zukünftiger Betrachtungszeitraum lt. Förderrichtlinie), wiederholen sich die in Kap. 6.3.2 angeführten Planungsschritte 1-7 in mehreren **Planungsschleifen** für die Fälle i, ii, iii:



**Abbildung 6.4-1.** Planungsschleifen der SWW. (vgl. Starkl und Brunner, 2004 - Abkürzungen im Text).

- i. Variantenstudie für das gesamte Einzugsgebiet und Auswahl der Ausführungsvariante sowie Festlegung der Bauabschnitte, also die Entscheidung über ein Lösungskonzept.
- ii. Überarbeitung der Studie für die noch ausstehenden Bauabschnitte
- iii. Ausarbeitung eines Einreichprojektes zur wasserrechtlichen Bewilligung mit nachfolgender Ausarbeitung eines Detailprojektes und Ausschreibung, also die Realisierung der Lösung.

Dabei werden sich die zur Verfügung stehenden Informationen, wie in **Abb. 6.4-1** veranschaulicht mit jeder Schleife vergrößern und somit die zu Beginn der Aufgabe bestehenden zahlreichen Unsicherheiten im Laufe des Ausbaues sukzessive beseitigt. Der Ablauf dieser Planungsschleifen wird wesentlich durch die **Rahmenbedingungen der siedlungswasserwirtschaftlichen Planung (SWP)** beeinflusst. Diese Rahmenbedingungen sind in **Kap. 1.2** dargestellt.

Im Hinblick auf die Anwendung von Bewertungsverfahren ist die Frage von Bedeutung, ob die Variantenuntersuchung in Form des **klassischen Ablaufes der SWP** oder alternativ erfolgt.

**Basierend auf dem klassischen Planungsablauf sollte die Variantenstudie entsprechend den Planungsschritten 1-7 (siehe Abb. 6.3-1) erfolgen.**

Entsprechend den in Kap. 1.2 dargestellten **alternativen Rahmenbedingungen der SWP**, können sich aber auch, zu einem späteren Zeitpunkt (Fall iii), im Rahmen von funktionalen Ausschreibung oder der Erstellung eines alternativen Angebotes zu einer konstruktiven Ausschreibung zusätzliche Varianten ergeben. Weiters kann, wie in Kap. 6.2.1 erwähnt, z.B. ein Ideenwettbewerb die Generierung von Varianten positiv beeinflussen.

Im Falle eines alternativen Planungsablaufes kann zwischen einem Planungs-/Planerwettbewerb und einer Ausschreibung (z.B. konstruktiv oder funktional) unterschieden werden. Im Folgenden soll der Einfluss dieser Rahmenbedingungen auf die Bewertung der Varianten kurz dargestellt werden.

Insbesondere ist hier die Frage interessant, ob eine Variantenuntersuchung nach den gleichen Kriterien erfolgen soll, wenn sie für das gleiche Projekt zwei Mal durchgeführt wird, z.B. zuerst im Rahmen einer herkömmlichen Variantenstudie (Fall i), und dann nochmals im Rahmen einer Ausschreibung (Fall iii). Allerdings würde eine Variantenuntersuchung, die auf einem Ausschreibungsverfahren entsprechend dem Bundesvergabegesetz 2002 (BVerG) beruht, in der derzeitigen Praxis i.d.R. nicht mehr den Anforderungen der Technischen Richtlinien entsprechen (z.B. BVerG: gesucht ist das technisch und wirtschaftlich günstigste Angebot; TR: gesucht ist das volkswirtschaftlich günstigste Angebot bei ökologischer Verträglichkeit bzw. die optimale ökonomische und ökonomische Variante, vgl. Kap 6.5).

Laut dem BVerG muss weiters die Vergleichbarkeit, Transparenz und Nachvollziehbarkeit bei der Ermittlung des Bestbieters gewährleistet sein (vgl. auch Kap. 4.2 und 6.1.2).

### **Planungs-/Planerwettbewerb:**

Prinzipiell sollte ein Planungs-/Planerwettbewerb für die Variantenstudie nur dann durchgeführt werden, wenn alle Informationen für die Angebotserstellung in den Ausschreibungsunterlagen enthalten sind, d.h. die Schritte 1-5 der Abb. 6.3-1 müssen jedenfalls von einem Planer ohne Wettbewerb durchgeführt werden. Für die Planungsschritte 6 und 7 sind die Regulative zur Auswahl der Planung – und damit verbunden des Planers – vor Ausführung umfassend und genau festzulegen. Nebst den Kriterien zur optimalen Auswahl sind auch die Bedingungen des Bundesvergabegesetzes, der Wettbewerbsordnung und dgl. zu berücksichtigen.

Für die Beurteilung der Angebote ist eine Fachjury mit hoher fachlicher Kompetenz erforderlich. Für Wettbewerbsauslobung, Fachjury, Preisgelder, etc. fallen Kosten an, die deutlich über den Kosten des klassischen Ablaufes der SWP liegen, was gerade bei kleineren Projekten unwirtschaftlich ist. In der Praxis werden hier oft Planerausschreibungen durchgeführt, bei denen die Planer anhand der vorgeschlagenen Varianten (ohne alle notwendigen Informationen zu besitzen) beurteilt werden. **Dies widerspricht jedoch der empfohlenen Vorgehensweise für die Variantenuntersuchung.**

Dazu ist noch generell anzumerken, dass insbesondere bei Erweiterungen und Sanierungen ein im Verhältnis zu kleinen Investitionskosten überproportional hoher Planungsaufwand (z.B. bei Optimierung von Steuerungsvorgängen, verfahrenstechnischen Lösungen, etc.) insgesamt zur besten Variante führen kann. Diesbezüglich wäre auch eine Änderung der Honorierung empfehlenswert (abweichend vom investitionskostenabhängigen Honorar laut Honorarordnung).

**Konstruktive Ausschreibung:** Bei einer konstruktiven Ausschreibung werden durch den Planer die Planungsschritte 1-7 durchgeführt und die Ausführungsvariante wird ausgeschrieben. Entsprechend dem Bundesvergabegesetz müssen allfällige freie Alternativen im selben Detaillierungsgrad wie die Hauptvariante angeboten werden. Alternativen, die auch Standort-/Trassenfragen beinhalten, werden, sofern keine Rechtssicherheit besteht (z.B. wasserrechtliche Bewilligung), aber kaum angeboten werden können.

Eine denkbare Vorgehensweise wäre, dass der **Planer für die besten Varianten**, bei denen eine weitere Reihung aufgrund der Kostenunsicherheiten kaum durchgeführt werden kann, alle für eine wasserrechtliche Bewilligung notwendigen Zustimmungen (z.B. Reverse) einholt und diese Unterlagen inklusive den Ergebnissen der Planungsschritte 1-6 den Ausschreibungsunterlagen beilegt. **Dies muss aber in Abstimmung mit dem Planungsaufwand und den möglichen Kosteneinsparungen gesehen werden.** Hier wird nochmals darauf hingewiesen, dass sich die Unsicherheiten bei Kostenschätzungen oft zwischen 10-30% bewegen und daher bei vorliegender Kostensicherheit wesentliche Einsparungen erzielt werden könnten.

Eine derartige Vorgehensweise ist zur Zeit allerdings rechtlich problematisch, Richtlinien müssten erst ausgearbeitet werden.

Als Bewertungskriterium können dann einfache Wahlverfahren dienen. Üblich ist, alle Alternativen auszuschneiden, die auch nur in einem Aspekt schlechter – nicht gleichwertig - sind als die Hauptvariante.

**Funktionale Ausschreibung:** Bei einer funktionalen Ausschreibung muss der Planer jedenfalls die Planungsschritte 1-5 durchführen. Das praktische Problem dabei ist, dass auf dieser Stufe noch keine wasserrechtliche Bewilligung vorliegt und diese Form nur dann angewendet werden könnte, wenn, z.B. nach Abstimmung mit den zuständigen Landesbeamten, eine wasserrechtliche Bewilligung bei Einhaltung gewisser Vorgaben, in Aussicht gestellt werden könnte (vgl. z.B. §114, 115 und 121 WRG in Kap. 2.1.1).

Diese Variante ist daher z.B. geeignet um technologische Lösungsvorschläge zu generieren (z.B. in sich geschlossener kompletter Anlagenteil, allenfalls Kläranlage), wo alle Randbedingungen leichter definiert werden können.

In der Praxis wird das Bestbieterkriterium (vgl. BVerG) oft mittels eines Punktesystems definiert, was einer vereinfachten NWA entspricht. Abgesehen davon, dass die hier verwendeten Kriterien unterschiedlich zu jenen Kriterien sind, die entsprechend den Technischen Richtlinien zu berücksichtigen wären (z.B. werden ökologische Kriterien kaum berücksichtigt), sind hier sowohl die Kriterien als auch deren Gewicht bereits in den Ausschreibungsunterlagen zu bestimmen. **Diese Vorgehensweise würde den Empfehlungen der gegenständlichen Studie (Aggregationen möglichst zu vermeiden) widersprechen.**

Darüber hinaus zeigt die Praxis, dass bei der tatsächlichen Entscheidung über die Ausführung wiederum nur die Kosten maßgebend sind und Vorteile in anderen Kriterien (z.B. Redundanz, Betriebssicherheit) von den Bauherren oft zugunsten geringeren Kosten nicht berücksichtigt werden.

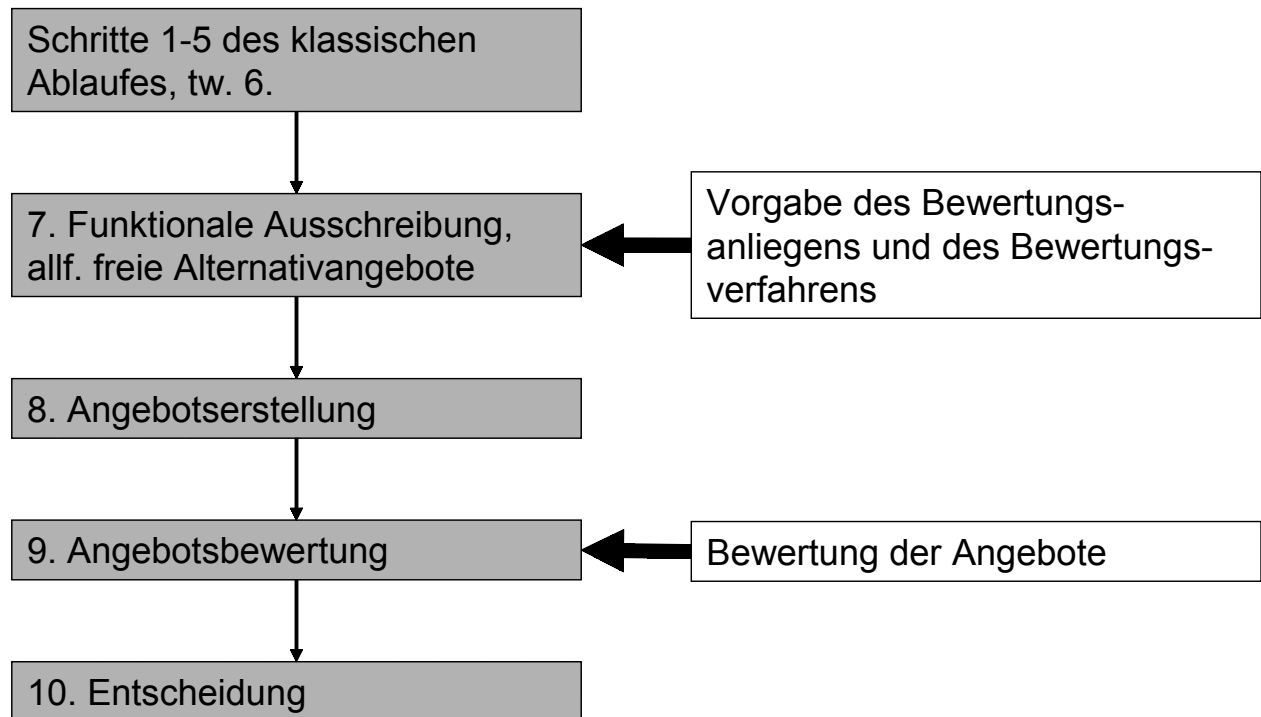
Durch die Planungsschritte 1-5 sollten intangible Kriterien möglichst weitgehend in Randbedingungen (Eignungs- bzw. Auswahlkriterien) umgewandelt werden. Das primäre Bewertungsanliegen ist in diesem Fall die Minimierung des Projektkostenbarwertes (LAWA) bei ökologischer Verträglichkeit. Wichtig ist, dass die flexiblen Elemente des Bewertungsverfahrens vorgegeben werden (z.B. Zinsen, Nutzungsdauer, etc. soweit möglich).

Weiters, wird auch auf die Möglichkeit der **Anwendung von Kooperationsmodellen** und **Betreibermodellen** hingewiesen. Bei einem Betreibermodell können z.B. zusätzlich die Betriebskosten abgefragt werden, womit auch diese Kostenunsicherheit vermieden werden kann, was eine Erweiterung der funktionalen Ausschreibung darstellt.

**Abb. 6.4-2** zeigt in allgemeiner Form die Abänderung des klassischen Planungsablaufes bei der Anwendung von unterschiedlichen alternativen Abläufen. Weitere Ausführungen sind in Starkl und Brunner (2003) enthalten.

Generell ist noch anzumerken, dass Bieter naturgemäß aus eigenem wirtschaftliches Interesse handeln, was zu einer unzulässigen Interpretation des Bewertungsanliegens führen könnte. Die wirtschaftlichen Interessen der Bieter können, müssen aber nicht, mit einer möglichst optimalen Lösung für die SWW übereinstimmen.

Um trotzdem optimale Lösungen aus volkswirtschaftlicher Sicht zu erhalten, ist die **Gestaltung der Rahmenbedingungen besonders wichtig** (vgl. auch Starkl et. al. 2003 sowie Starkl und Brunner 2003a,b). **Prinzipielle Vorurteile gegen alternative Rahmenbedingungen sollten jedoch vermieden bzw. untersucht werden** (siehe auch die folgenden umweltpolitischen Anmerkungen).



**Abbildung 6.4-2:** Allgemeine Darstellung des Planungsablaufes bei alternativen Rahmenbedingungen. (nach Starkl und Brunner, 2003).

## 6.5. *Umweltpolitische Anmerkungen*

Fragen zur Bewertung von Varianten hängen eng mit umweltpolitischen Fragestellungen zusammen. Allgemein wird oft eine **nachhaltige Wasserwirtschaft** angestrebt (vgl. z.B. das Programm der österreichischen Bundesregierung zu einer nachhaltigen Wasserpolitik in Österreich, Stand Dezember 2003). In diesem **Programm der Bundesregierung** findet sich z.B. unter dem Kapitel Siedlungswasserwirtschaft der Satz „... um möglichst früh die ökologisch und ökonomisch optimale Projektvariante zu ermitteln“. Dieser Satz ist in ähnlicher Form auch in den Technischen Richtlinien und dem UFG zu finden, wobei er dort relativiert wurde. Die Diskussionen mit dem AK SWW haben auch gezeigt, dass darüber unterschiedliche Auffassungen bestehen.

Im **Kontext von Ausschreibungen** ist generell eine weitere **Betonung von ökonomischen Aspekten** zu beobachten, sodass Nachhaltigkeitsaspekte noch weniger beachtet werden. Diese Aspekte sind ausführlich z.B. in Starkl und Brunner, 2003 dargestellt.

Gerade in der EU WRRL sind zahlreiche Bewertungsaspekte genannt, die über rein ökonomische Kriterien hinausgehen und z.B. auch **soziale und sozioökonomische Aspekte** beinhalten (siehe auch die Anmerkungen zu einer nachhaltigen Entwicklung aus volkswirtschaftlicher Sicht in Kap. 5.3). Welche Bewertungsverfahren in diesem Kontext tatsächlich angewendet werden sollen, hängt wesentlich von der Interpretation der Anforderungen der WRRL auf nationaler Ebene ab.

Prinzipiell wird angemerkt, dass eine **kohärente Wasserpolitik, Förderpolitik und Praxisumsetzung** wünschenswert wäre, d.h. dass die Wasserpolitik Ziele und Kriterien vorgibt, die auch in der Praxis umgesetzt werden können. Weiters sollen diese Ziele und Kriterien alle wichtigen Aspekte einer nachhaltigen Wasserwirtschaft beinhalten sowie auch mit internationalen Handelsübereinkommen (z.B. GATS) kompatibel sein. Gerade das Themengebiet der Public-Private-Partnerships (PPP) **und damit der Anwendung von alternativen Rahmenbedingungen der**

**siedlungswasserwirtschaftlichen Planung** wie Kooperationsmodelle, Betreibermodelle, etc. ist national wie international in Diskussion.

Wie die gegenständliche Studie gezeigt hat, sind Begriffe wie „ökonomisch und ökologisch optimal“ in der Praxis kaum umzusetzen.

Für die **kohärente Formulierung von umweltpolitischen Zielen** können umfangreiche Szenarioanalysen auf übergeordneter Planungsebene und die kompetente Anwendung von komplexeren Bewertungsverfahren wesentlich beitragen. Auch international ist dies ein Thema, wo intensiver Forschungsbedarf besteht.

## 6.6. Zusammenfassung der Empfehlungen

Die Empfehlungen beziehen sich auf die Generierung, Bewertung und Optimierung von Varianten sowie auf die Gestaltung des Entscheidungs- und Planungsprozesses.

Sie berücksichtigen die notwendige enge Abstimmung mit den praktischen und rechtlichen Anforderungen an Variantenuntersuchungen. Für die Abstimmung auf die praktischen Anforderungen wurden 2 Workshops mit dem AK SWW während der Projektbearbeitungsphase durchgeführt und in Kap. 5.1 wurden die rechtlichen Rahmenbedingungen skizziert. **Bei der Ausarbeitung der Empfehlungen wurden insbesondere folgende Kriterien berücksichtigt:**

- (1) **Inhaltliche und strukturelle Gültigkeit**
- (2) **Realisierbarkeit und Akzeptanz**
- (3) **Objektivität, Unvoreingenommenheit, Transparenz und Nachvollziehbarkeit**
- (4) **Überprüfbarkeit der Annahmen**
- (5) **Überprüfbarkeit des Entscheidungsprozesses**
- (6) **Planungsumfang**

Prinzipiell wird in der Studie zwischen **konkreten Planungen** und **überregionalen Konzepten** (z.B. im Sinne der EU WRRL) sowie zwischen den 3 generellen Bewertungsanliegen unterschieden:

- A: Minimierung der Kosten bei ökologischer Verträglichkeit
- B: Maximierung der Kosteneffektivität
- C: Maximierung des ökonomischen und ökologischen Nutzens

Darüber hinaus werden verschiedene, nicht quantifizierbare (intangible) Bewertungskriterien vorgestellt, die das generelle Bewertungsanliegen oft modifizieren und konkretisieren.

Für **konkrete Planungen** werden i.d.R. **Bewertungsanliegen A** (zugehörige Bewertungsmethode: **Kostenvergleichsrechnung**) sowie ev. vereinfachte Effizienzmaße (entsprechend Bewertungsanliegen B) ausreichend sein.

Von Bewertungsanliegen C wird auf der Ebene konkreter Planungen abgeraten, da eine zufriedenstellende Entscheidungsfindung der integrativen Maximierung des ökonomischen und ökologischen Nutzens in der Praxis kaum möglich ist. Weiters wird empfohlen, eine **Aggregation von Teilergebnissen (ökonomische, ökologische und intangible Kriterien) soweit als möglich zu vermeiden**. Intangible Kriterien sollten dabei möglichst in Randbedingungen umgewandelt und ev. auch ökonomisch bewertet werden.

Für jene Entscheidungskriterien, für die eine **Aggregation von Teilergebnissen unumgänglich** ist, können verschiedene Bewertungsverfahren (NWA, Reihungsverfahren) angewendet werden. Es werden aber im Sinne der Transparenz, Nachvollziehbarkeit, Unvoreingenommenheit und Objektivität **einfache Methoden** (z.B. Reihung nach dem dominanten Kriterium, einfache Wahlverfahren) empfohlen.

Demgegenüber ist für **überregionale Konzepte** auch **Bewertungsanliegen C** möglich. Hier kann die **kompetente Anwendung von aggregierenden Methoden** (NWA, Electree, etc.) als Hilfsmittel zur Entscheidungsunterstützung dienen, da hier sehr viel mehr Varianten und Kriterien zu berücksichtigen sind.

Ein wesentliches Element einer transparenten, nachvollziehbaren und objektiven Variantenstudie ist ein strukturierter Planungsablauf. Es werden die folgenden 7 Planungsschritte für den klassischen Planungsablauf empfohlen, die z.B. in die Technischen Richtlinien implementiert werden könnten:

- (1.) Generierung und Vorauswahl der möglichen Varianten**
- (2.) Auswahl der Kriterien und Formulierung des Bewertungsanliegens**
- (3.) Reduktion der Kriterien und der Varianten**
- (4.) Darstellung der Datenlage**
- (5.) Maßnahmen zur Verringerung allfällige Datenunsicherheiten**
- (6.) Bewertung der Varianten**
- (7.) Entscheidung**

Darüber hinaus wurde auch der Einfluss der siedlungswasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen auf die Bewertung von Varianten untersucht. Prinzipiell ist anzumerken, dass alternative Rahmenbedingungen (im Sinne von PPPs, z.B. Betreibermodell) interessante Möglichkeiten bieten können, aber zurzeit generell (weltweit) ein politisch sensibles Thema darstellen. Insbesondere ist bei der Anwendung dieser Modelle die Gestaltung der Rahmenbedingungen zu beachten.

## 7. Referenzen

- Abutaleb, M. F. und Mareschal, B. (1995): Water-Resources Planning in the Middle-East: Application of the Promethee-II Multicriteria Method. *European Journal of Operational Research* 81, 500-511.
- Agostiano, M.: La valutazione dei piani di recupero di centri storici: un'applicazione di Multicriteria Analysis e Community Impact Evaluation per i Sassi di Matera. Thesis, Politecnico di Bari, Dipartimento di Architettura e Urbanistica, 1995.
- Ahlheim, M. 1995 'Nutzen-Kosten-Analyse und kontingente Evaluierung bei der Bewertung von Umweltprojekten', *Staatswissenschaften und Staatspraxis* 6(3): 317-358.
- Ambros, R. (1996). Anwendung mathematischer Optimierungsmethoden in der Variantenrechnung. *Wiener Mitteilungen* 130, 109-122.
- Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hsg.) (1998): Ökologischer Kriterienkatalog zur Variantenuntersuchung bei der Abwasserentsorgung im ländlichen Bereich. St. Pölten, 22 pp.
- Amt der steiermärkischen Landesregierung (2002): Merkblatt zur Variantenuntersuchung, Version 4.0, Stand 1.2.2002, Graz, 44 pp.
- Anokhin, A.M., Glotov, V.A., Pavel'ev, V.V. und Cherkashin, A.M. (1997): Methods for Determining the Importance Coefficients of Criteria. *Avtom. Telemekh* 8, 3-34.
- AQEM consortium (2002): Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. [www.aqem.de](http://www.aqem.de)
- Arbeitskreis Chemie / Überwachung Ziele (2003): Wasserrahmenrichtlinie – Qualitätsziele für chemische Stoffe in Oberflächengewässern. Strategiepapier Stand: 30. April 2003.- BMLFUW, 32 pp. exkl. Anhänge. [www.lebensministerium.at](http://www.lebensministerium.at)
- Aronde, C. und Girardin, P. (2000). Sorting cropping systems on the basis of their impact on groundwater quality. *European Journal of Operational Research* 127, 467-482.
- Arrow, K. J. und Raynaud, H.: *Social Choice and Multi-Criterion Decision Making*. Cambridge 1986.
- Ashley, R.M, Smith, H., Oltean-Dumbrava, C., Davies, J., Blanksby, J., Gilmour, D. and Blackwood, D. (2002): Informing decision support processes – stakeholders and post project implementation feedback. In Farzad Khosrowshahi (Ed.): 3<sup>rd</sup> Intl. Conference on Decision Making in Urban and Civil Engineering. London.
- Ashley, R.M., Souter, N., Butler, D., Davies, J., Dunkerley, J. und Hendry, S. (1999). Assessment of the sustainability of alternatives for disposal of domestic sanitary waste, *Wat. Sci. Tech.* 39 ( 5), 251-258.
- ASTRA (2003). NISTRA: Nachhaltigkeitsindikatoren für Straßeninfrastrukturprojekte. Methodenbericht. Bundesamt für Strassen, Bern.
- Bachfischer, R.: Die ökologische Risikoanalyse – eine Methode zur Integration natürlicher Umweltfaktoren in die Raumplanung. Dissertation, TU München, 1978.
- Barbier, E. B. and Markandya, A. 1990 'The conditions for achieving environmentally sustainable growth', *European Economic Review* 34(2-3): 659-669.
- Bardossy, A., I. Bogardi und L. Duckstein: (1985) Composite Programming as an Extension of Compromise Programming. In: *Mathematics of Multiobjective Optimization* (P. SERAFINI, Ed.). CSIM Udine, Italy. Wien: Springer Verlag, 375 - 408.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1998): Hinweise zur Kartierung der trophie von Fließgewässern in Bayern. Merkblatt Nr. 2.5/3, 14 pp.
- BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT: (1983) Nutzen-Kosten-Untersuchung zur Teilrückleitung der oberen Isar. Schlussbericht, München.
- Bechmann, A. (1981). *Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik*. UTB 1088, Bern, Stuttgart.

- Bella, A., Duckstein, L. and Szidarovszky, F. (1996): A multicriterion analysis of the water allocation conflict in the Upper Rio Grande basin, *Applied Mathematics and Computation* 77, 245-265.
- Bergthaler und Wimmer: Der Gegenstand der UVP, in: Bergthaler et. al., Die Umweltverträglichkeitsprüfung Wien 1998, Kap. IV Rz. 56.
- Bergthaler und Wimmer: Der Gegenstand der UVP, in: Bergthaler et. al., Die Umweltverträglichkeitsprüfung. Wien 1998, Kap. IV Rz. 52.
- Bhattarai, S. (1998): Ranking of Hydropower Projects in Nepal: A Comparative Study of Preference Ranking Matrix and Analytical Hierarchy Process. Internal report, Integrated Consultants Nepal (ICON).
- Biesecker, A. and Kesting, S. 2002 *Mikroökonomik - Eine Einführung aus sozial-ökologischer Perspektive*, München, Wien: R. Oldenburg Verlag.
- Bishop, R. 1978 'Endangered species and uncertainty: the economics of a safe minimum standard', *American Journal of Agricultural Economics* 60: 10-13.
- Bishop, R. C. 1993 'Economic efficiency, sustainability, and biodiversity', *Ambio* 22: 69-73.
- BMF (1995). *Arbeitsanleitung Einführung Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen*. Rd.Schr. d. Bundesministeriums für Finanzen (BMF), Deutschland, vom 31. August 1995.
- BMLF (1987): *Vorläufige Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (ImRL)*. Wien.
- BMLF (1994): *Erllass des BMLF vom 23.6.1994 bezüglich der zulässigen Abwasseremissionen in ein Flachlandgewässer*.
- BMLF (1996): *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV, BGBl 186/1996)*.
- BMLF (1999): *Richtlinie zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern. – Wasserwirtschaftskataster, Wien, 142 Seiten*.
- BMLF (2000): *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Erhebung der Wassergüte in Österreich (WGEV, BGBl. Nr. 338/1991 und BGBl. Nr. 415/2000)*.
- Brans, J.P., Mareschal, B. und Vincke, P. (1986): How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method for MCDM. *European Journal of Operational Research* 24, 228-238.
- Bras-Klapwijk, R. M. (1998): Are Life Cycle Assessments a Threat to Sound Public Decision Making? *Int. J. Life Cycle Assessment* 3, S. 333 ff.
- Braukmann, U. (1987): *Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie*.-Arch. Hydrobiol. Heft 26: 355 pp.
- Braukmann, U. (2000): *Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden Württemberg*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Oberirdische Gewässer, *Gewässerökologie* 56, 501 pp.
- Brüggemann, R. , Kaune, A., Klein, J. und Zellner, R. (1996): Anwendung der Hasse-Diagrammtechnik. *Z. Umweltchem. Ökotox.* 8, 89-93.
- Brunner, N., Fiala, I. und Wimmer, J. (2001). *Vergleichen und Entscheiden im Umweltschutz*. Analytica Verlag, Berlin, 2001.
- Brunner, N. and Starkl, M. (2004). Decision aid systems for evaluating sustainability: A critical survey. *Journal of Environmental Impact Assessment Review*, 24(4), 441-469.
- Bryce, D. (1994): *Integrated pollution control in England and Wales*. 3<sup>rd</sup> Intl. Conference on Environmental Enforcement. Oaxaca, Mexico, pp. 131-143.
- Bryce, D. *Integrated pollution control in England and Wales*. In: J. Gerardu and C. Wasserman, editors, *Proceedings 3<sup>rd</sup> Intl. Conference on Environmental Enforcement*. April 25-28, 1994, Oaxaca, Mexico: 131-143.
- Carson, R. T., Mitchell, R. C. and et. al. 1992 *A Contingent Valuation Study of Lost Passive Use Values Resulting from the Exxon Valdes Oil Spill*. Report to the Attorney General of the State of Alaska: Natural Recourse Damage Assessment, Inc., pages.



- Ciriacy-Wantrup, S. V. 1952 *Resource Conservation: Economics and Policies*, Berkeley, Ca.: University of California Press.
- Czyzak, P. und Slowinski, R. (1997): A concordance-discordance approach to multi-criteria ranking of actions with fuzzy evaluations. In: Clímaco, Joao (ed.), *Multicriteria analysis. Proceedings of the 11<sup>th</sup> conference on MCDM*, Coimbra, Portugal, 1994. Springer Berlin, 85-93.
- Daly, H. E. 1995 'On Wilfred Beckerman's critique of sustainable development', *Environmental Values* 4: 50.
- Dehnhardt, Alexandra; Meyerhoff, Jürgen (Hrsg.) (2002). *Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe. Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsauen*. Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG, Kiel.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK): *Nutzwasseranalytische Ansätze zur Planungsunterstützung und Projektbewertung; DVWK-Mitteilungen Heft 19*, Bonn 1989 (Statusbericht des Fachausschusses Projekt-, Planungs- und –Bewertungsverfahren).
- Diamond, P. A. and Hausman, J. A. 1994 'Contingent Valuation: Is Some Number Better Than No Number?' *Journal of Economic Perspectives* 8: 45-64.
- Duckstein, L., Treichel, W. und Elmagnouni, S. (1994): Ranking Groundwater-Management Alternatives by Multicriterion Analysis, *Journal of Water Resources Planning and Management* 120, 546-565.
- EC (2002). *Economics and the Environment. The implementation challenges of the Water Framework Directive. A guidance document*.
- Elenbogen und Maxim. (1992): Scheduling a Bridge Club, *Math. Magazine* 65, 18-26
- Elenbogen, B.S. und Maxim. B.R. (1992): Scheduling a Bridge Club, *Math. Magazine* 65, 18-26. Mit Annealing wurde eine optimale Lösung des dort geschilderten Problems gefunden.
- Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Brüssel, ABLL 327 vom 22. Dezember 2000.
- Fahner, S. et. al., 1998: Die ökologische Bewertung einer Kläranlage: Vor- und Nachteile zweier Ökobilanzmethoden. *Abwasser* 7, S. 1309.
- Faucheux, S. and O'Connor, M. (eds) 1998 *Valuation for sustainable development: methods and policy indicators*, Cheltenham, Glos and Northampton, MA: Edward Elgar.
- FG Strassen- und Verkehrswesen: Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen. Entwurf. Köln 1997.)
- Flögl, W. (1980). Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren. *Wiener Mitteilungen*, Band 36.
- Getzner, M., Spash, C. L. and Stagl, S. (eds) 2004 *Alternatives for Environmental Evaluation*, London: Routledge.
- Gigerenzer, G. (2000). *Adaptive thinking: Rationality in the real world*. Univ. Press, Oxford.
- Gravelle, H. and Rees, R. 1992 *Microeconomics*, London and New York: Longman.
- Grombach G., K. Haberer und E. Trüeb (1985) *Handbuch der Wasserversorgungstechnik*. Oldenbourg Verlag, München, Wien.
- Hackl, F. und G.J. Pruckner (1995) Eine nachfrageseitige ökonomische Bewertung des Nationalparks Kalkalpen. Bericht für das österreichische Umweltministerium und das Planungsbüro Kalkalpen.
- Hampicke, U. 1999 'Ökonomische Bewertungsgrundlagen und die Grenzen einer „Monetarisierung“ der Natur', in W. Theobald (ed) *Integrative Umweltbewertung - Theorie und Beispiele aus der Praxis*, Berlin: Springer.
- Hampicke, Ulrich; Holm-Müller, Karin; Degenhardt, Stefan (1998) Zahlungsbereitschaft für Naturschutzprogramme. Potential und Mobilisierungsmöglichkeiten am Beispiel von drei Regionen. Endbericht des F & E-Vorhabens Nr.101 01 121 im Auftrag des BfN (Bundesamt für Naturschutz) Bonn.
- Hanemann, M. W. 1991 'Willingness To Pay and Willingness To Accept: How Much Can They Differ?' *American Economic Review* 81(3): 635-47.
- Hanley, N. and Shogren, J. F. 2002 'Awkward choices: economics and nature conservation', in D. W. Bromley and J. Paavola (eds) *Economics, Ethics and Environmental Policy: Contested Choices*, Oxford: Blackwell Publishing.
- Hanley, N. and Spash, C. 1993 *Cost -benefit analysis and the environment*, Aldershot: Edward Elgar.

- Harboe, R. (1992): Multiobjective Decision-Making Techniques for Reservoir Operation, *Water Resources Bulletin* 28, 103-110.
- Hefler F.: Wasserrahmenrichtlinie. Erfahrungen mit der Emissionskontrolle und dem kombinierten Ansatz in Österreich. BMLFUW IV/2, Wien 2002 (<http://www.lebensministerium.at/wasser/>)
- Hinloopen E. und Nijkamp, P. (1990). Qualitative multiple criteria choice analysis. *Quality and Quantity* 24, 37-56.
- Hobbs, B. F., Chankong, V., Hamadeh, W. und Stakhiv, E. Z. (1992): Does Choice of Multicriteria Method Matter - an Experiment in Water-Resources Planning. *Water Resources Research* 28, 1767-1779
- Hoevenagel, R. 1992 'An assessment of contingent valuation', in S. Navrud (ed) *Pricing the Environment: The European Experience*, Oxford: Oxford: University Press.
- Jacoby, C. und Kistenmacher, H. (1998). Bewertungs- und Entscheidungsmethoden. In Ritter, Wolf (Hrsg.): *Methoden und Instrumente räumlicher Planung. Handbuch der Akademie für Raumforschung und Landesplanung*, Hannover 1998.
- Jung, H. (1992) Empirische Befunde zu den Problemen der Trinkwasserqualität entlang der österreichischen Donau. Expertengespräch "Donau-Grundwasser-Trinkwasser" veranstaltet von der Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal. Wien.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. & S. Schmutz (2003): *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Verlag: 1-547, Wien.
- Kahneman, D. and Tversky, A. 1979 'Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk', *Econometrica* 47.
- Kahneman, D. K. and Knetsch, J. L. 1992 'Valuing public goods: the purchase of moral satisfaction', *Journal of Environmental Economics and Management* 22: 57-70.
- Keeney, R.L., und Raiffa, H.. *Decisions with multiple objectives. Preferences and value tradeoffs*. Wiley, New York 1976.
- Knoflacher, M.; Gebetsroither, E.; Köstl, M. (2002): Einträge von Stickstoff und Phosphor aus diffusen Quellen im Innbacheinzugsgebiet. *Gewässerschutz Bericht 27/2002*, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 60 pp.
- Koller-Kreimel, V. (2003): Zielvorgaben für die europäischen Fließgewässer. In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hsg.) 20. Flussbautagung LIFE-SYMPOSIUM Bd. 1: 29-55. [www.lebensministerium.at](http://www.lebensministerium.at)
- Kostka, D. (1993): Öffentliches Konfliktmanagement. Praktische Beispiele in der Diskussion. *Die Verwaltung* 26, 87-112.
- Krutilla, J. V. 1967 'Conservation reconsidered', *American Economic Review* 47: 777-86.
- LAWA (1998). Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Kulturbuchverlag Berlin GmbH.
- Mader H., Steidl T. & R. Wimmer (1996): Abflussregime österreichischer Fließgewässer.- Monographien des Umweltbundesamtes 82. 192 pp
- Marggraf, R. 1999 'Montetäre Bewertung der Natur aus der Sicht der neoklassischen Ökonomie', in F. Beckenbach, U. Hampicke, C. Leipert, G. Meran, J. Minsch, H. G. Nutzinger, R. Pfriem, J. Weimann, F. Wirl and U. Witt (eds) *Zwei Sichtweisen auf das Umweltproblem: Neoklassische Umweltökonomie versus Ökologische Ökonomie*, Marburg: Metropolis Verlag.
- Martinez Alier, J. and Schlüpmann, K. 1987 *Ecological economics : energy, environment, and society*, Oxford [Oxfordshire] ; New York, NY, USA: Basil Blackwell.
- Martinez-Alier, J. 2000 'Ecological Economics' *International Encyclopedia of the Social and Behavioral Sciences*, Vol. Article 4.9.
- Martinez-Alier, J., Munda, G. and O'Neill, J. 1998 'Weak comparability of values as a foundation for ecological economics', *Ecological Economics* 26(3): 277-286.
- Messner, F. 1993 'Kontinuität und Wandel in der Umweltpolitik der USA am Beispiel der Gesetzgebung zur Luftreinhaltung', *Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung* 6(1): 67-80.

- Moog, O. (1988): Überlegungen zur Gütebeurteilungen von Flusstauen. Schriftenreihe der Oberösterreichischen Kraftwerke AG. Umweltforschung am Traunfluss, Band 3.
- Moog, O. (1995): Fließgewässerökologie in: Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hsg.): Abwasserreinigung im ländlichen Raum – Leitfaden für Niederösterreich. 1. Auflage 1995. 111pp.
- Moog, O. (1995): Gewässerbeurteilung und Immissionsschutz. Wr. Mitt. Bd. 125, C 1-C 31.
- Moog, O. (Ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca - Lieferung Mai/95.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Moog, O. (Ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca - Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. 2. Lieferung Dezember/2002.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien. ISBN: 3-85 174-044-0. [www.lebensministerium.at/Wasser/Wassergüte](http://www.lebensministerium.at/Wasser/Wassergüte).
- Moog, O., A. Schmidt-Kloiber, T. Ofenböck & J. Gerritsen (2001): Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien: [www.lebensministerium.at/Wasser/Wasserrahmenrichtlinie](http://www.lebensministerium.at/Wasser/Wasserrahmenrichtlinie).
- Muhar, S & A. Muhar, S. Schmutz, R. Wimmer, H. Wiesbauer, B. Hozang, G. Imhof, P. Tschernig (1993): Ausweisung naturnaher Fließgewässerabschnitte in Österreich.- Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, 175 pp.
- Muhar, S., M. Kainz & M. Schwarz (1998): Ausweisung flusstypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich – Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet > 500 km<sup>2</sup> ohne Bundesflüsse.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 177 pp.
- Muhar, S., M. Kainz, M. Kaufmann & M. Schwarz (1996): Ausweisung flusstypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich – Bundesflüsse gem. § 8 WBF.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 167 pp.
- Munda, G. 1996 'Cost-benefit analysis in integrated environmental assessment: some methodological issues', Ecological Economics 19: 157-168.
- Munda, G.: Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment – Theory and Application in Ecological Economics. Physica Heidelberg, 1995.
- Mutschmann J. und F. Stimmelmayer (1991) Taschenbuch der Wasserversorgung. 10 Aufl., Verlag Frankh-Kosmos, Stuttgart.
- Nachtnebel H.P. (1991) Expertensystem Östlicher Donaauraum. Im Auftrag des BMfLF.
- Nachtnebel H.P. und N. Hary (1989) Ökosystemstudie Donaustau Altenwörth; Veröffentlichungen des österreichischen MaB-Programmes. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- Nachtnebel H.P., R. Aigner und M. Ortman (1989) Anwendung von Mehrzielentscheidungsverfahren auf den Donaauraum östlich von Wien. Der öffentliche Sektor, (15), 2, 116-132.
- Nachtnebel H.P.: (1999) Physikalisch-chemische und hydro-morphologische Aspekte der Pflichtwasserbemessung. Fachtagung Pflichtwasserabgabe; Euronatur, Graz, Juni 1999.
- Nachtnebel, H.P., P. Hanisch und L. Duckstein: (1986) Multicriterion Analysis of Small Hydropower Plants Under Fuzzy Objectives. The Annals in Regional Sciences, Vol. 29, 86 - 110. Western Washington University.
- Nemeth, E. and Stadler, F. (eds) 1996 Encyclopedia and Utopia - The Life and Work of Otto Neurath (1882--1945), Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers.
- Nimmergut, J.: Regeln und Training der Ideenfindung, München 1975.
- Nistra, Zwischenbericht 8.2, Basel 2002
- NOAA 1993 'Natural Resource Damage Assessment Under the Oil Pollution Act of 1990', Federal Register 58(10): 4601-4614.
- Olson, D.L. (2001). Comparison of three multi-criteria methods to predict known outcomes. European J. Operational Research, 130, 576-587.
- O'Neill, J. 1993 Ecology, Policy and Politics, London: Routledge.

- ÖNORM M6231 (2001): Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern.- Österr. Normungsinstitut, Wien, 58 pp.
- ÖNORM M6232 (1997): Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern. Österr. Normungsinstitut, Wien. 84 pp.
- Ozelkan, E. und Duckstein, L. (1996): Analyzing water resources alternatives and handling criteria by multi criterion decision techniques. *Journal of Environmental Management* 48, 69-96.
- Pearce, D. W. and Atkinson, G. D. 1993 'Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of weak sustainability', *Ecological Economics* 8: 103-108.
- Peer, T. (1986): Zur Frage der Nährstoffbelastung im Bereich der Salzburger Vorlandseen aus bodenkundlicher und landwirtschaftlicher Sicht. In: Projekt Vorlandseen. Stud. Forsch. Salzburg, 2: 123-181.
- Perrings, C., Turner, K. and Folke, C. 1995 *Ecological Economics: The Study of Interdependent Economic and Ecological Systems*, Stockholm, Sweden: Beijer International Institut of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences, 49 pages.
- Poincare, H.: *The Value of Science*. Paris, 1913, Übersetzung 1963.
- Prammer, H. K. (1996): Einsatzgebiete und Leistungsfähigkeit ökobilanzieller Bewertungsverfahren. Malionsky, A. (Hrsg.): *Betriebliche Umweltwirtschaft*. Wiesbaden, S. 211
- Pruckner, G. J. 1995 'Der kontingente Bewertungsansatz zur Messung von Umweltgütern. Stand der Debatte und umweltpolitische Einsatzmöglichkeiten', *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 4: 503-536.
- Raj, P. A. (1995): *Multicriteria Methods in River Basin Planning – a Case-Study*. *Water Science and Technology* 31, 261-272.
- Raju, K. S., Duckstein, L. und Arondel, C. (2000): Multicriterion analysis for sustainable water resources planning: A case study in Spain. *Water Resources Management* 14, 435-456.
- Randall, A. 2002 'Benefit cost considerations should be decisive when there is nothing more important at stake', in D. W. Bromley and J. Paavola (eds) *Economics, Ethics and Environmental Policy: Contested Choices*, Oxford: Blackwell Publishing.
- Raval, P., Donnelly, T. (2001). Decision making for sustainable water and wastewater management in urban areas: investigation of decentralised management options, *Proceedings of the 2nd IWA Congress in Berlin, 2001*.
- Refsgard, K. (2001). Cost efficient strategies for handling of wastewater from households to recipient – a modelling approach. Dissertation an der Agricultural University of Norway.
- Rijsberman and van de Ven (2000). Different approaches to assessment of design and management of sustainable urban water systems. *Environmental Impact Assessment Review* 20: 333-345.
- Rosenberger, R. S., Peterson, G. L., Clarke, A. and Brown, T. C. 2003 'Measuring dispositions for lexicographic preferences of environmental goods: integrating economics, psychology and ethics', *Ecological Economics* 44: 63-76.
- Roy B. (1991): The outranking approach and the foundations of ELECTRE methods. *Theory and Decision* 31, 49-73.
- Roy, B. (1968): Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE). *RIRO* 8, 57-75.
- Roy, B. und Vanderpooten, D. (1996): The European school of MCDA: Emergence, basic features and current works, *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 5, 22-38.
- Saari, D. G. (1989): A dictionary for voting paradoxes. *Jour. Economic Theory* 48, 443-475. Saari, D. G. (1992): Millions of election outcomes from a single profile. *Social Choice and Welfare* 9, 277-306.
- Sammer, G., Hössinger, R., Mensik, K. und Voigt, H.C. (2002). Analyse und Erklärung der verkehrspolitischen Einstellungen von Entscheidungsträgern, Interessensvertretern und Bürgern. Institut für Verkehrswesen, BOKU Wien. Studie im Auftrag des BMVIT.
- Schmidt-Kloiber A., T. Ofenböck & O. Moog (2002): Aquatische Bioregionen – Beispiele zur räumlichen Gliederung der österreichischen Fließgewässerlandschaften auf Basis makrozoobenthischer Zönosen.- *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel)*: 145-150.

- Scholles, F. (1992). Bewertung der Umweltauswirkungen mit Umweltqualitätszielen und Risikoabschätzung. In: Spindler, Risiko-UV: Die Umweltverträglichkeitsprüfung als Ansatz zur Risikoabschätzung für Unternehmen und Banken, *Economica* 1992, S. 173f.
- Scholles, F. (1997). Abschätzen, Einschätzen und Bewerten in der UVP. Weiterentwicklung der ökologischen Risikoanalyse vor dem Hintergrund der neueren Rechtslage und des Einsatzes rechnergestützter Werkzeuge (UVP-Spezial, 13), Dortmund, 1997.
- Schönböck W., M. Kosz, T. Magreiter (1997) Nationalpark Donauen: Kosten-Nutzen-Analyse. Springer Verlag, Wien, New York.
- Schuh, H.: Entscheidungsverfahren zur Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung. Beiträge zur BWL 45, Dresden 2001.
- Shirland, L.E.; Jesse, R.R., Thompson, R.L. und Iacovou, C.L. (2003): Determining attribute weights using mathematical programming. *International J. Management Science Omega* 31, 423–437.
- Sonderband Gallo, G. und Grigoriadis, M. D. (Hrsg.): *Network Optimization: Algorithms and Applications*. *Math. Program.* Jg. 78B (1997), 105-304.
- Sousa, J., Ribeiro, A., Conceição Cunha, M. und Antunes, A.: Regional Wastewater Systems Planning: A Computer-Aided Design Tool. In: *Proceedings of IWRA's 10<sup>th</sup> World Water Congress*, Melbourne, Australien 2000.
- Sousa, J., Ribeiro, A., Cunha, M. und Antunes, A.: An Optimization Approach to Wastewater Systems Planning at Regional Level. In: *Journal of Hydroinformatics*, Jg. 4 (2002), S. 115-123.
- Spash, C. L. 2000a 'Ecosystems, contingent valuation and ethics: the case of wetland re-creation', *Ecological Economics* 34: 195-215.
- Stalzer, W. (2003): Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie für die Wasserwirtschaft in Österreich. In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hsg.) 20. Flussbautagung LIFE-SYMPOSIUM Bd. 1: 1-21. [www.lebensministerium.at](http://www.lebensministerium.at)
- Starkl, M. und Brunner, N. (2003). Feasibility versus sustainability: Decision making strategies in Urban Water Management. Preprint.
- Starkl, M. und Brunner, N.: Feasibility versus sustainability in Urban Water Management. *Journal of Environmental Management*. In Press.
- Starkl, M., Ertl, T. und Haberl, R. (2003). Benchmarking von Investitionskosten von Abwasserkanälen - Erfahrungen im Zuge eines Forschungsprojektes. *KA, Abwasser, Abfall*, 50 (7), 922-930.
- Stolzlechner et al, *Die gewerbliche Betriebsanlage*. 2. Aufl., Wien 1991, Rz.120.
- Stubauer, I. & O. Moog (2002): Verfahren zur Anpassung des Saprobien-systems an die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel)*: 163-168.
- Stubauer, I. (2002): Ausweisung saprobieller Grundzustände österreichischer Fließgewässer.- *Dissertation, Universität für Bodenkultur*: 136 pp.
- Tzeng, G.H., Tsaor, S.H., Laiw, Y.D. und Opricovic, S. (2002): Multicriteria analysis of environmental quality in Taipei: public preferences and improvement strategies. *J. Environmental Management* 65, 109-120.
- Ulengin, F., Topcu, Y. I. und Sahin, S. O. (2001): An integrated decision aid system for Bosphorus water-crossing problem. *European Journal of Operational Research* 134, 179-192. Raju, K. S., Duckstein, L. und Arondel, C. (2000): Multicriterion analysis for sustainable water resources planning: A case study in Spain. *Water Resources Management* 14, 435-456.
- Vincke, P., Gassner, M. und Roy, B.: *Multicriteria Decision-Aid*. Wiley New York, 1992.
- Von Winterfeldt, D. und Edwards, W.: *Decision analysis and behavioral research*. University Press, Cambridge 1986.
- Weber, M. und Borchering, K. (1993): Behavioral influences on weight judgments in multiattribute decision making. *European Journal of Operational Research*, 67, 1-12.
- Wimmer R. & O. Moog (1994): Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer.- *Umweltbundesamt, Monographien Bd. 51*. 581 pp.
- Wimmer: Bewertung von Umweltauswirkungen, in: Bergthaler et. al.: *Die Umweltverträglichkeitsprüfung* Wien 1998, Kap. IX Rz. 93

- Zangemeister, Ch.: Nutzwertanalyse in der Systemtechnik. Eine Methodik zur multidimensionalen Bewertung und Auswahl von Projektalternativen, München 1970.
- Zelinka, M. & P. Marvan (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer.- Arch. Hydrobiol. 57: 389-407.