



„It is easier to declare the success without evaluation“

(Mat Kondolf, Berkeley)

Die meisten Fließgewässer dieser Erde sind durch massive menschliche Nutzungen gestört. Ein Fünftel aller Süßwasserfischarten ist ausgestorben, vom Aussterben bedroht oder sehr stark gefährdet. Mehr als die Hälfte aller ehemaligen Auengebiete ist weltweit verschwunden oder durch menschliche Nutzung verändert. Dieser alarmierende Zustand führte seit Anfang der 1990er Jahre zu einem regelrechten „Revitalisierungsboom“. Entsprechend rasant stiegen die finanziellen, personellen und wissenschaftlichen Anstrengungen auf diesem Gebiet.

Im krassen Gegensatz dazu steht die mangelhafte und oft unvollständige Evaluation der einzelnen Projekte. Ihr Erfolg oder Misserfolg wurde in vielen Fällen weder unter ökologischen Gesichtspunkten noch unter dem Aspekt des Projektmanagements hinreichend analysiert. Insbesondere fehlten einheitliche Standards und Konzepte, um die unterschiedlichen Projekte miteinander vergleichen zu können. Damit gingen wertvolle Informationen verloren, die für eine effektive und effiziente Planung zukünftiger Projekte dringend nötig wären. Diesem Defizit will diese Arbeit entgegenwirken.

Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte

Christine Bratrich

Planung, Bewertung & Entscheidungsprozesse im Fließgewässer Management

Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte



Bratrich



DISS ETH Nr. 15440

Planung, Bewertung und Entscheidungsprozesse im Fließgewässer Management

Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte

ABHANDLUNG
zur Erlangung des Titels
DOKTORIN DER NATURWISSENSCHAFTEN

der
EIDGENÖSSISCHEN TECHNISCHEN HOCHSCHULE
ZÜRICH

vorgelegt von
CHRISTINE MARIA BRATRICH

Dipl.-Biol., Universität Konstanz
geboren am 24.10.1967
in Ulm, Deutschland

Angenommen auf Antrag von:
Prof. Bernhard Wehrli (Referent)
Dr. Bernhard Truffer (Korreferent)
Prof. Thomas Bernauer (Korreferent)
Prof. Mathias Jungwirth (Korreferent)

2004

*Sie hatten sich schon Lebewohl gesagt, als sie ihn fragte,
und wo willst du jetzt hin? Ans Wasser. Ans Wasser?
Wir kehren immer zum Wasser zurück, habe er gesagt.*

John von Düffel «Vom Wasser»

Inhalt

Zusammenfassung	I
Abstract	III

Hintergrund und Motivation der Arbeit

0	„Die Motive der Macherinnen und Macher“	1
1	Einleitung	9
1.1	Ausgangslage	<u>9</u>
1.2	Historischer und gesellschaftlicher Kontext des Fliessgewässer Managements	<u>11</u>
1.3	Definitionen im Fliessgewässer Management	<u>14</u>
1.4	Kosten und Umfang der Projekte	<u>16</u>
1.5	Motiv der Arbeit: Die mangelnde Kenntnis über Erfolg und Misserfolg der Fliessgewässer Revitalisierung	<u>20</u>
1.6	Kernfragen der Arbeit	<u>24</u>
1.7	Ziele der Arbeit	<u>25</u>
1.8	Aufbau der Arbeit	<u>26</u>

Literaturüberblick

2	Konzepte zur Bemessung und Bewertung des ökologischen Zustands der Fliessgewässer	27
2.1	Holistische Modelle zur ökologischen Charakterisierung der Gewässerökosysteme	31
2.1.1	Holistische Bewertung aufgrund des Verhaltens der Ökosysteme nach Stresseinwirkung	<u>32</u>
2.1.2	Holistische Bewertung aufgrund der Grösse und Organisationsstruktur der Ökosysteme	<u>38</u>
2.1.3	Holistische Bewertung aufgrund des Charakters der Energie- und Stoffflüsse der Ökosysteme	<u>41</u>
2.1.4	Holistische Bewertung aufgrund der Produktivität der Ökosysteme	<u>43</u>
2.1.5	Gesamteinschätzung der holistischen Modelle	<u>47</u>
2.2	Repräsentative Modelle zur ökologischen Charakterisierung der Gewässerökosysteme	49
2.2.1	Driving force: Bewertung aufgrund morphologischer und hydrologischer Kenngrössen	<u>51</u>
2.2.2	Top-down Ansatz: Bewertung aufgrund biologischer Kenngrössen wie Indikator-, Schlüssel- oder Flaggschiff taxa	<u>56</u>

- 2.3 Multiple Modelle zur ökologischen Charakterisierung der Gewässerökosysteme 64**
 - 2.3.1 Multiple Modelle in nationalen oder internationalen Regelwerken 66
 - 2.3.2 Stufen-Modul-Konzept (Schweiz) 67
 - 2.3.3 EU-Wasserrahmenrichtlinie 70
 - 2.3.4 Rapid Bioassessment Protocols (USA) 72
- 2.4 Synthese der Literaturstudie: Richtlinien zur Bemessung des ökologischen Zustands der Fließgewässer 78**

Konzeptioneller Aufbau der Arbeit

- 3 Evaluation und Erfolgskontrolle im Fließgewässer Management_ 81**
 - 3.1 Die Tradition der Evaluationsforschung 81
 - 3.2 Aktueller Stand der Evaluationsforschung im Bereich des Fließgewässer Managements 83
 - 3.3 Aktueller Stand der Evaluationsforschung im schweizerischen Fließgewässer Management 84
 - 3.4 Konzept zur Evaluation von Fließgewässer Revitalisierungen 85
 - 3.4.1 Grundsatz 85
 - 3.4.2 Wirkungsbereich 86
 - 3.4.3 Nachhaltigkeit als Richtmass für erfolgreiche Projekte 86
 - 3.4.4 Variablen, die den Projekterfolg erklären 87
 - 3.4.5 Erfolgsdefinition und Arbeitshypothese zur Messung des Projekterfolgs 88

Methodisches Vorgehen

- 4 Methoden _____ 91**
 - 4.1 Forschungstheoretischer Kontext 91**
 - 4.1.1 Grounded theory 94
 - 4.1.2 Fallstudienanalysen 97
 - 4.1.3 Validität, Objektivität, Reliabilität und Signifikanz 99
 - 4.2 Empirisches Vorgehen 101**
 - 4.2.1 Datenerhebung: Design und Stichprobe 101
 - 4.2.2 Auswertung 103
 - 4.2.3 Darstellung der Ergebnisse 106

- 4.3 Kurzbeschreibung der Fallbeispiele 107**
- 4.3.1 Enz bei Pforzheim (Baden-Württemberg) 109
- 4.3.2 Kleines Sulzbächle bei Bühl (Baden-Württemberg) 110
- 4.3.3 Birs bei Münchenstein (Kanton Basel-Landschaft) 111
- 4.3.4 Krähenbach bei Tuttlingen (Baden-Württemberg) 113
- 4.3.5 Thur bei Uesslingen (Bauprojekt 1993) und bei Niederneunforn (Bauprojekt 1997, beide Kanton Thurgau) 114
- 4.3.6 Altdorfer Giessen (Kanton Uri) 117
- 4.3.7 Wiese in Basel (Kanton Basel-Stadt) 119
- 4.3.8 Aare Seitenarm bei Rubigen (Kanton Bern) 121
- 4.3.9 Inn bei San Nicla-Strada (Kanton Graubünden) 122
- 4.3.10 Obere Drau bei Dellach, Kleblach-Lind und Spittal (Osttirol/Kärnten) 124
- 4.3.11 Liechtensteiner Binnenkanal (Liechtenstein) 126
- 4.3.12 Dorfbach Altdorf (Kanton Uri) 128
- 4.3.13 Elwha River (Washington, USA) 129
- 4.3.14 Napa River (Kalifornien, USA) 131

Empirischer Teil - Interviewserie 1

5 Das ideale Projekt - Anforderungen an erfolgreiche Revitalisierungsprojekte _____ 135

5.1 Datengrundlage 135

5.2 Ergebnisse zur Qualität der Zielsetzung 136

- 5.2.1 Analyse der Ausgangslage 136
- 5.2.2 Anforderungen zur Optimierung der Zielsetzung 137
 - Prozess der Zielfindung
 - Operationalisierung / Darstellung der ökologischen Ziele
 - Relevanz der ökologischen Ziele
 - Stellenwert der ökologischen Ziele
- 5.2.3 Zusammenfassung und Diskussion 139

5.3 Ergebnisse zum Einbezug der Bevölkerung und der Interessengruppen 140

- 5.3.1 Analyse der Ausgangslage 140
- 5.3.2 Anforderungen zur Optimierung des Einbezugs der Bevölkerung und der Interessengruppen 142
 - Beteiligte Personen und Gruppen
 - Kompetenz und Aufgabenbereich
 - Zeitpunkt und Dauer der Einbindung
- 5.3.3 Zusammenfassung und Diskussion 145

5.4 Ergebnisse zur Qualität der Voruntersuchungen 147

- 5.4.1 Analyse der Ausgangslage 147
- 5.4.2 Anforderungen zur Optimierung der Voruntersuchungen 148
 - Methodisch-konzeptioneller Rahmen der Voruntersuchungen
 - Erhebung von Referenzdaten
 - Auswahl der Bewertungsindikatoren
 - Umfang der Untersuchungen
- 5.4.3 Zusammenfassung und Diskussion 150

- 5.5 Ergebnisse zur Auswahl von Projektvarianten 152**
 - 5.5.1 Analyse der Ausgangslage 152
 - 5.5.2 Anforderungen zur Optimierung der Auswahl der Projektvarianten 156
 - Am Entscheidungsprozess beteiligte Personen
 - Auswahl der besten Projektvarianten (Entscheidungsprozess)
 - Vorgehen zur Ermittlung unterschiedlicher Projektvarianten
 - 5.5.3 Zusammenfassung und Diskussion 159

- 5.6 Ergebnisse zur Qualität der Umsetzungsprozesse 161**
 - 5.6.1 Analyse der Ausgangslage 161
 - 5.6.2 Anforderungen zur Optimierung der Umsetzungsprozesse 163
 - Betreuung vor Ort
 - Organisation der Projekte
 - Informationsfluss und Zusammenarbeit der verantwortlichen Stellen
 - 5.6.3 Zusammenfassung und Diskussion 165

- 5.7 Ergebnisse zur Qualität der adaptiven Projektsteuerung (Ökologisches Monitoring, Erfolgskontrolle und adaptive Nachbesserungen) 169**
 - 5.7.1 Analyse der Ausgangslage 169
 - 5.7.2 Anforderungen zur Optimierung der Begleitungsuntersuchungen 170
 - Geeignete Untersuchungskonzepte und Arbeitshilfen
 - Das finanzielle Budget
 - Darstellung der Ergebnisse
 - Der Zeithorizont der Nachuntersuchungen
 - Durchführende und koordinierende Stellen der Nachuntersuchungen
 - 5.7.3 Zusammenfassung und Diskussion 174

- 5.8 Fazit: Entwicklung eines einheitlichen Analyserasters 180**
- 5.9 Bewertungsklassen 180**

Empirischer Teil - Fallstudien und Interviewserie 2

- 6 Analyse der Fallbeispiele Teil 1: erklärende Prozessvariablen__ 189**
 - 6.1 Datengrundlage und Auswertungsmodus 189**
 - 6.2 Ergebnisse zur Qualität der unabhängigen Variablen 191**
 - 6.2.1 Allgemeiner Überblick 191
 - 6.2.2 Überblick über die Ergebnisse der Einzelprojekte 193
 - 6.2.3 Detailanalyse 195
 - 6.2.4 Ergebnisse zur Qualität der Zielsetzungen 195
 - 6.2.5 Detailanalyse zum Einbezug der Öffentlichkeit und der Interessengruppen 199
 - 6.2.6 Detailanalyse zur Qualität der Voruntersuchungen 201
 - 6.2.7 Detailanalyse zur Auswahl der Projektvarianten 206
 - 6.2.8 Detailanalyse zur Qualität des Umsetzungsprozesses 209
 - 6.2.9 Detailanalyse zur Qualität des der adaptiven Projektsteuerung 213

7 Analyse der Fallbeispiele Teil 2: Erfolgsvariablen _____ 219

- 7.1 Ökologische Wirkung 219**
- 7.2 Umsetzungseffizienz 220**
- 7.3 Akzeptanz 221**
- 7.4 Ergebnisse der Erfolgsvariablen 222**
 - 7.4.1 Ergebnisse zur ökologischen Wirkung 223
 - 7.4.2 Ergebnisse zur Umsetzungseffizienz 224
 - 7.4.3 Ergebnisse zur Akzeptanz der Projekte 226

Synthese

8 Synthese und Diskussion der empirischen Ergebnisse _____ 231

- 8.1 Datengrundlage der Synthesearbeit 231**
- 8.2 Vorgehen 231**
- 8.3 Kategorienbildung 232**
- 8.4 Einflussfaktoren auf die ökologische Wirkung der Projekte 236**
 - Diskussion der Ergebnisse 237
- 8.5 Einflussfaktoren auf die Umsetzungseffizienz der Projekte 241**
 - Diskussion der Ergebnisse 243
- 8.6 Einflussfaktoren auf die Akzeptanz der Projekte 248**
 - Diskussion der Ergebnisse 250
- 8.7 Fazit 256**

9 Chancen und Stolpersteine _____ 259

- 9.1 Tipps für die Praxis 260**
 - 9.1.1 Individuelles Projekt 260
 - 9.1.2 Strukturelles Umfeld 262
 - 9.1.3 Kulturelles Umfeld 265

10 Literatur _____ 269

- 10.1 Literatur zu Kapitel 1: Hintergrund und Methoden 269**
- 10.2 Literatur zu Kapitel 2:
Literaturstudie zur ökologischen Fließgewässer Bewertung 272**
- 10.3 Literatur zu Kapitel 3: Konzeptioneller Aufbau 285**
- 10.4 Literatur zu Kapitel 4: Methodisches Vorgehen 287**
- 10.5 Literatur zu den Kapitel 5 bis 9: Empirischer Teil 289**

Anhang

Anhang 1 A-1

Leitfaden zur Evaluation und Erfolgskontrolle mit Expertinnen und Experten mit langjähriger Erfahrung („alte Hasen“ des Fliessgewässer Managements)

Anhang 2 A-5

Leitfaden zur Evaluation und Erfolgskontrolle bei konkreten Fliessgewässer Revitalisierungen (Befragung zu 15 Fallbeispielen)

Lebenslauf A-13

Dank A-14

Zusammenfassung

Fliessgewässer sind wie kaum ein anderes Ökosystem durch massive menschliche Nutzungen gestört. Insbesondere in Europa hat die Verbauung der Flusslandschaften eine sehr lange Tradition. Als sich im Laufe der 1980er Jahre jedoch ein starkes Umweltbewusstsein etablierte, wuchs auch die Zahl der Fliessgewässerrevitalisierungen kontinuierlich. Seit Anfang der 1990er Jahre entwickelte sich ein regelrechter Revitalisierungsboom und entsprechend rasant stiegen die finanziellen, personellen und wissenschaftlichen Anstrengungen auf diesem Gebiet. Im krassen Gegensatz dazu steht die mangelhafte und oft unvollständige Evaluation der einzelnen Projekte. Ihr Erfolg oder Misserfolg wurde in vielen Fällen weder unter ökologischen Gesichtspunkten noch unter dem Aspekt des Projektmanagements hinreichend analysiert. Insbesondere fehlten einheitliche Standards und Konzepte, um die unterschiedlichen Projekte miteinander vergleichen zu können. Damit gingen wertvolle Informationen verloren, die für eine effektive und effiziente Planung zukünftiger Projekte dringend nötig wären. Diesem Defizit will diese Arbeit entgegenwirken, in dem sie den folgenden Fragen nachgeht:

- 1 Wie sollte der Erfolg von Fliessgewässer Revitalisierungen definiert werden und wie müsste ein Evaluationsschema aussehen, das sowohl den Projektablauf als auch die Ergebnisse der Projekte bewerten kann?
- 2 Welche Kriterien charakterisieren eine ideale Projektplanung, -durchführung und -steuerung und wie können diese Aspekte in messbare Indikatoren übersetzt werden?
- 3 Welcher Zusammenhang besteht zwischen dem Erfolg der Projekte und ihrer Planung, Durchführung und Steuerung?
- 4 Welche Schlüsselkriterien entscheiden über Erfolg oder Misserfolg und was wäre deshalb zu beachten, um zukünftige Projekte zu verbessern?

In Analogie zum Prinzip der Nachhaltigkeit geht die Arbeit davon aus, dass ein erfolgreiches Revitalisierungsprojekt (a) eine hohe und dauerhafte ökologische Wirkung der Massnahmen, (b) eine hohe Umsetzungseffizienz im Umgang mit den zeitlichen und finanziellen Ressourcen und (c) eine hohe öffentliche Akzeptanz erzielt.

Die Auswertung zweier Interviewserien mit 34 Expertinnen und Experten aus den USA und Europa ermöglichte die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für erfolgreiche Fliessgewässer Revitalisierungen. Ebenso konnte dieses Schema anhand von 15 Fallstudien erstmals auf seine Praxistauglichkeit getestet werden. Wie die Ergebnisse zeigen, ist es möglich, den Erfolg der Projekte durch folgende Variablen zu erklären: (1) durch die Qualität der Zielsetzung, (2) durch die Praxis beim Einbezug der Interessengruppen und der Öffentlichkeit, (3) durch das Niveau der Voruntersuchungen, (4) durch das Vorgehen bei der Auswahl der Projektvarianten, (5) durch die Randbedingungen des Umsetzungsprozesses sowie (6) durch die Methoden der adaptiven Projektsteuerung, d.h. durch die Qualität des ökologischen Monitorings und der Erfolgskontrollen. Im Detail betrachtet wurde deutlich, dass dabei die *Qualität des Umsetzungsprozesses* den stärksten Einfluss auf alle drei erwähnten Erfolgsvariablen ausübt. Somit spielt die Betreuung der Baustellen sowie die praktische Zusammenarbeit der Behörden und

Fachbüros eine Schlüsselrolle für den Erfolg der Projekte. Die *Qualität der Zielsetzung* zeige v.a. in Bezug zur ökologischen Wirkung der Massnahmen einen positiven Trend. Ein vorbildlicher Umgang beim *Einbezug der Interessen* und bei der *Alternativenwahl* kann Projekte zu Beginn komplizierter machen. Über einen längeren Zeitraum erwies sich ein solcher Einsatz jedoch meist als nützlich und erhöhte v.a. die Akzeptanz der Projekte *nach* Umsetzung der Massnahmen. Die *Qualität der Voruntersuchungen* zeigte bei den untersuchten Fallbeispielen tendenziell nur einen schwachen Einfluss auf den Projekterfolg. Hingegen erwies sich eine hohe *Qualität der adaptiven Projektsteuerung* v.a. in Bezug auf die Umsetzungseffizienz als sehr hilfreich. Interessanterweise zeigten gerade diejenigen Projekte eine hohe Umsetzungseffizienz, die auch eine hohe Qualität des Monitorings, der Erfolgskontrollen und der adaptiven Anpassung praktizierten. Im Trend widerlegt dieses Ergebnis damit die häufig genannte Aussage, dass Monitoring zu teuer ist und deshalb in vielen Fällen aus Kostengründen zu streichen sei.

Die Detailanalyse der 15 Fallbeispiele unterstreicht diese Praxis jedoch: Von allen erklärenden Variablen, schnitt *die adaptive Projektsteuerung* am schlechtesten ab. Zwei Drittel aller Fallbeispiele erreichten hier, d.h. was die Qualität des Monitorings und der ökologischen Erfolgskontrollen betrifft, eine „unzureichende“ oder gar „schlechte“ Klassifizierung. Mehr als die Hälfte der Projekte zeigte zudem eine unzureichende oder schlechte Praxis beim *Einbezug der Öffentlichkeit* und bei der *Qualität ihrer Voruntersuchungen*. Dagegen erzielte die Mehrzahl der Projekte in Bezug auf die *Qualität ihrer Zielsetzungen*, die *Auswahl der Projekialternativen* sowie in Bezug auf die *praktische Umsetzung* „gute“ bis „sehr gute“ Bewertungen.

Diese Ergebnisse legen nahe, dass der Erfolg der Projekte auf drei Ebenen beeinflussbar ist: Auf der ersten, der individuellen Projektebene sind folgende Faktoren wichtig: die Betreuung der Baustellen, die präzise Formulierung der Teilziele, die konsequente Einführung eines adaptiven Projektmanagements, ein früher Einbezug der Interessen sowie die Auswahl geeigneter Personen, die ein Projekt „ziehen“ können.

Die zweite Einflussebene betrifft das „strukturelle Umfeld“ der Projekte. Dies schliesst Finanzgeber sowie nationale, kantonale oder regionale Behörden ein. Ihre Subventionen sollten an den „Lerneffekt für Folgeprojekte“ gekoppelt sein. Dies würde obligatorische Begleituntersuchungen ebenso notwendig machen wie die Einrichtung einer zentralen Stelle zur Auswertung dieser Daten. Denkbar wäre auch die Einrichtung einer öffentlich zugänglichen Internetplattform, um Know-how Transfer und Diskussionen zu unterstützen. Positive Fallbeispiele sollten gezielt und aktiv für PR Zwecke genutzt werden.

Auf der dritten Ebene, dem „kulturellen Umfeld“, sind die Wissenschaft, überregionale Interessensgruppen und Praxisleute gefragt. In enger Zusammenarbeit sollten sie Bewertungsstandards entwickeln, die einen einheitlichen Vergleich unterschiedlicher Projekte ermöglichen. Hierzu liefert diese Arbeit erste hilfreiche Rahmenbedingungen. Ebenso notwendig wären regelmässige Workshops und Ausbildungsseminare zu spezifischen Fragestellungen. In der Wissenschaft sollten Revitalisierungen zukünftig als „real world experiments“ eine ernsthafte fachliche Begleitung erfahren. Allein die Bereitstellung wissenschaftlicher Grundlagen ist heute unzureichend.

Abstract

Rivers and streams are among those ecosystems with the largest anthropogenic impacts. Especially in Europe the regulation of rivers has a very long tradition. With growing ecological concerns the number of river restoration projects has increased steadily since the early 1980s and restoration activities reached a veritable boom phase during the 1990s. Financial and personal resources allocated for such projects were increasing in parallel with scientific activities in this field. The evaluation of individual restoration projects, however, remained quite inadequate. Success and failure under ecological and management aspects was rarely analyzed at a professional level. Good practice codes and common standards for comparing different projects are still missing. Valuable information for an efficient planning of future projects is lost this way. This study aims at diminishing these deficits by addressing the following questions:

- 1 How should an evaluation scheme be designed in order to assess both the management and the outcome of river restoration projects?
- 2 Which criteria characterize an ideal planning, implementation and management process of such projects and how can they be translated into measurable indicators?
- 3 What is the relation between planning, implementation and adaptive management of a project and its success or failure?
- 4 Are there key issues which can determinate success and failure and what can be learned to increase the success rate?

In analogy to the principles of sustainability this study assumes that successful restoration projects (a) implement positive and long-lasting ecological effects, (b) they achieve their goals fast and cost effectively and (c) with considerable public acceptance.

To determine key elements for successful river restoration 34 expert interviews were conducted in two series and 15 case studies were analyzed in detail. The results indicate that success of river restoration projects can be explained by the following critical steps in a project cycle: (1) the quality of the goal setting, (2) the procedure of stakeholder and the public participation, (3) the design of pre-project investigations, (4) the way of selecting different technical alternatives, (5) the process of implementation and (6) the manner of adaptive management, i.e. the design of monitoring programs and post project evaluation.

A detailed analysis revealed that the quality of the of the *implementation process* had the largest effect on the three success variables. An intense interaction with the responsible workforce at the construction site and an effective collaboration between public agencies and private consultants were key factors for the successful projects. Well formulated *project goals* showed a strong tendency to support positive ecological outcome. *Stakeholder and public participation* as well as public involvement in the *process to select project alternatives* complicated the initial phase of some projects. In a long-term perspective, however, such activities frequently turned out to be useful in fostering public support especially after the implementation of the measures. The quality of the *pre-project investigations* had only a marginal effect on the overall

success. A dynamic *adaptive management* turned out to be an important factor for the project efficiency according to their temporal and financial resources. Efficient projects were characterized with high standards in the monitoring and in the assessment of positive ecological effects. This tendency contradicts the frequent statements that monitoring was too expensive and had to be cancelled because of lacking funds.

The detailed analysis of 15 case studies showed, however, that cutting the money required for monitoring was common practice. Among the six explaining variables the adaptive management had the lowest rankings. Two thirds of the analyzed examples had serious deficits concerning the monitoring and the assessment of ecological effects. More than half of the projects showed also low rankings concerning the public involvement and the quality of the pre-project investigations. The majority of projects showed good or very good standards in the other three explanatory variables: the quality of goal setting, the selection of project alternatives, and the process of project implementation.

The results indicate that the success of future river restoration projects can be influenced on three levels. First of all, *individuals* make a difference: The responsible coaching at the construction site, the precise formulation of operational goals, a consequent adaptive management and a professional organization of the public involvement all rest on dynamic individuals. It is therefore of crucial importance to select people with proven communication skills and the right scientific and technical expertise for the project management.

On a second level the *responsible authorities* are key players for more successful restoration. The funding of such projects should make sure that the lessons are learned from an analysis of success and failure. This requires mandatory monitoring and ecological assessment including a reporting to a centralized information service, where data are evaluated systematically. Results and trends should be published regularly on an internet platform. Positive examples should be used for public outreach.

Finally, on a third level, a more coherent culture of river restoration should be established among the *professionals* working in this field. These include scientists, technical professionals and consultants, stakeholder groups and environmental organizations. In close cooperation they should develop standards and criteria for a general comparison of different projects. This study offers a first contribution towards this goal. Educational initiatives such as regular workshops and an information exchange have a high priority. Scientist should be more directly involved in the analysis the “real world experiments” of river restoration. It is a missed opportunity for the whole field if scientists restrict themselves to publishing some basic reference data.

Hintergrund und Motivation der Arbeit

Die Motive der Macherinnen und Macher oder: Wie die alten Positionen verschwimmen

Die politischen Grabenkämpfe der 1980er Jahre, in denen sich so genannte „Umweltfundis“ mit den „Ökorowdies“ bekriegten, sind offensichtlich passé. Heute vermischen sich die persönlichen Motive derjenigen, die sich für die Revitalisierung unserer Fliessgewässer einsetzen, auf bunte und undogmatische Weise. Anstelle eines langen Vorworts möchte ich Ihnen daher die „heimlichen Macher“ dieser Arbeit vorstellen. Die Menschen, die mir in zahlreichen Gesprächen begegneten und die mich während der letzten drei Jahre begleiteten.

Auch Sie werden beim Lesen dieser Arbeit immer wieder auf solche Personen treffen. Sie werden Fachleute aus dem Bereich des Wasserbaus oder Interessenvertreter der Umweltverbände kennenlernen. Sie werden Verantwortliche für Fische oder Verantwortliche für Finanzen treffen. Menschen, die Hochwasserschutz betreiben oder solche, die die Gewässer ‚befreien‘, um ihnen einen Teil ihrer Kraft und Dynamik zurückzugeben.

All diese Personen stehen mitten im Planungsprozess, mitten im Vollzug oder mitten in der Wissenschaft. Dennoch sind diese Menschen trotz ihrer unterschiedlichen Aufgaben in Ämtern, Hörsälen oder Büroräumen über ein tiefes Interesse an lebenswerten Landschaften miteinander verbunden. Die Ideen und das Engagement meiner Gesprächspartnerinnen und -partner prägen einen grossen Teil dieser Arbeit. Heute weiss ich: Die alten Positionen im Fliessgewässermanagement verschwimmen und die Motive der Macherinnen und Macher sind nicht mehr klar in ‚gut und böse‘ oder ‚schwarz und weiss‘ zu trennen. Wenn Sie wollen, dann versuchen Sie doch auf den nächsten Seiten herauszufinden, wer heute für welche Meinung steht.

Im Anschluss finden Sie einige der persönlichen Beweggründe meiner Interviewpartner. Sie können die Aussagen eines Politikers, eines Landschaftsplaners und eines Vertreters der Umweltverbände entdecken. Ebenso stehen Ihnen die Ansichten eines kantonalen Fischereiaufsehers, eines Bundesbeamten für Hochwasserschutz und zwei seiner kantonalen Kollegen aus dem Wasserbau zur Auswahl.

Aber Vorsicht: Die Unterscheidung wird Ihnen nicht leicht fallen. Mit Sicherheit werden Sie nicht mehr einfach nur zwischen „Ökofundi“ und „Umweltrowdy“ unterscheiden können. Die Lösung, die Ihnen sagt, wer heute für welche Haltung steht, folgt am Ende des Vorworts. Bis dahin und auch weiterhin wünsche ich Ihnen viel Spass beim Lesen!



Person 1: *„Was mich motiviert waren vor allem die positiven Reaktionen aus der Bevölkerung. Ein alter Mann hat mir Bilder geschickt und sich für die Arbeit bedankt, die wir gemacht haben. Das war ein Mensch, der ist schon über 70 Jahre alt und bei dem können kantonale Beamte sonst nichts recht machen. Dieser Mann hat mir geschrieben, wir hätten ihn mit dem Bild der revitalisierten Aue in seine Kindheit zurück versetzt.“*

Person 2: *„Ich bin sehr viel mit meinem Grossvater am Rhein in den Auen gewesen und habe sie hautnah erlebt. Ich habe Stunden und Stunden an den Gewässern verbracht und sie beobachtet. Ich weiss, was ein sauberer Wiesenbach ist oder was es heisst, wenn es Hochwasser gibt. Mein Grossvater war eine Art Hobbybauer. Er hatte eine unheimlich enge Beziehung zur Natur und er hatte sehr grossen Respekt vor ihr. Er sah ihren Wert und hat sich auch dementsprechend verhalten. Er hat dem Gewässer Raum gelassen. Sein Feld ist nie bis an den Bach gegangen, er hatte immer eine Blumenwiese dazwischen mit Büschen, in denen der Kautz genistet hat. Und das ist meine Idee, mein Bild dessen, was ich unter der Regeneration der Landschaft verstehe.“*





Person 3: *„Das Interesse an der Natur und die Überzeugung, dass wir ganz viel falsch gemacht haben und zu Lasten der Natur gelebt haben, das motiviert mich.“*

Person 4 *„In unsrer extrem kleinräumigen und dicht genutzten Landschaft hat man mit solchen Projekten doch einen relativ grosszügigen Rahmen, um sich etwas entwickeln zu lassen. Ich bin viel an den Flüssen und auf den Flüssen, ich fahre Kajak und erlebe es sehr gerne, wenn es im Gewässer Strukturen gibt. Die gibt es im Kulturland und in unserer Monotonie nicht. Das ist meine Motivation. Ganz zu tiefst innen glaube ich, die Flüsse sind ein vernachlässigter Bereich und jetzt haben wir eine Chance etwas zu machen.“*



Person 5: *„Für mich ist das, was wir hier betreiben so etwas wie eine Gegenbewegung. In unserer Gesellschaft und in unserem Leben wird es immer enger und immer stressiger. Jeder Zufall wird mit allen Versicherungen ausradiert und es entsteht so etwas wie eine Monotonie.*

Aber ich bin jemand, der mehr Raum und mehr Zwischenraum braucht. Das ist genauso wie in einem Leben, in dem es keinen Wildwuchs und keine Dynamik mehr gibt oder wo nicht irgendetwas auch einmal aus dem Ruder läuft.

Deshalb bin ich total überzeugt, dass wir in unserer industrialisierten Welt ein Flusssystem brauchen, an das die Kinder und die Erwachsenen hinkommen können und sehen können, dass es auch noch mehr und anderes gibt, als den Computer oder den Fernseher. Ich sage immer, ein Fluss muss lächeln und die Landschaft pulsieren. Wenn ich auf einer Schotterbank sitze und einfach nur nachdenke, dann habe ich ein ganz starkes Gefühl, dass ich intensiv mit dem Leben und der Welt verbunden bin. Man akzeptiert dann auch leichter das eigene Leben und die eigenen Brüche.“





Person 6: *„Das eingeschränkt sein – sei es von Menschen oder Flüssen – geht mir zuwider. Einen Fluss aus seinem Korsett zu befreien, ist für mich eine unheimliche Genugtuung. Schlussendlich ist es auch die Faszination über eine Landschaft, die ungebändigt ist, die ihren freien Lauf hat und vernetzt ist.“*



Person 7: „Wissen Sie, mich freut das immer, wenn ich diese Kinder sehe, die Dämme bauen. Das ist ja eine Sache, wo die Kinder etwas bilden können, wo sie etwas gestalten können. Meine persönliche Motivation ist, dass ich etwas mache, das den Leuten gefällt. Ich bin nicht unbedingt tierfreundlich. Ich freue mich, wenn etwas schöner und natürlicher ist, auch wenn ich mir voll bewusst bin, dass es nicht der Tagliamento ist, den wir da vorne sehen.“

Person 1: Kantonaler Fischereiaufseher
Person 2: Bundesbeamte, verantwortlich für Hochwasserschutz
Person 3: Politiker
Person 4: Vertreter eines Umweltverbands
Person 5: Landschaftsplaner
Person 6: Kantonaler Beamter 1, verantwortlich für Wasserbau
Person 7: Kantonaler Beamter 2, verantwortlich für Wasserbau

(Fotos: C. Bratrach, DKV, www.sumvitg.ch/tourismus/index.html)

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Internationaler Überblick

Aufgrund der intensiven Nutzung der Fliessgewässer verschlechterte sich die Situation der aquatischen Ökosysteme in den letzten Jahrzehnten massiv. Mehr als die Hälfte aller ehemaligen Auengebiete ist weltweit bereits verschwunden oder durch menschliche Nutzung verändert, über ein Fünftel aller Süsswasser Fischarten ist ausgestorben, vom Aussterben bedroht oder sehr stark gefährdet (Johnson et al., 2001). Knapp 20% der globalen Elektrizitätsversorgung basiert auf Wasserkraftnutzung (Gleick, 1998). Insgesamt sind die Gewässersysteme der Erde durch 45'000 Stauseen beeinflusst, wobei sich die Anzahl der grossen Staudämme¹ seit Mitte der 50er Jahre von 5'700 auf rund 45'000 erhöhte (Gleick, 2000; World Commission on Dams, 2000). In rund 60% der grossen Flusseinzugsgebiete führte diese Entwicklung zu einer massiven Fragmentierung der Habitate (Johnson et al., 2001). Neben den strukturellen Eingriffen unterliegen die Gewässerökosysteme auch einer qualitativen und quantitativen Veränderung. Die jährliche Wasserentnahme aus Flüssen, Seen und Grundwasserleitern beträgt global betrachtet rund 3'800 km³ und somit etwa doppelt so viel wie vor 50 Jahren (World Commission on Dams, 2000). 40% der weltweiten Nahrungsproduktion ist auf künstliche Bewässerung angewiesen (United Nations and Development, 1997). In anderen Worten bedeutet dies, dass mehr als 30% des oberflächlich verfügbaren Süsswassers bereits heute durch menschliche Aktivitäten genutzt und beeinflusst wird (Vitousek et al., 1997). Allein in den USA hat sich der Wasserverbrauch in den letzten 40 Jahren verdoppelt, so dass insgesamt mehr als zwei Millionen kleinere und grössere Reservoirs gebaut wurden, die ein Speichervolumen aufweisen, das dem landesweiten Jahresabfluss dreier Jahre entspricht (Naiman & Bilby, 1998). Die negativen Auswirkungen, die sich aus dieser Nutzung v.a. in Bezug auf die Wasserqualität ergaben, wurden inzwischen zwar in den meisten industriellen Ländern gelöst (Nienhuis et al., 1998). Hingegen gehen UN-Schätzungen davon aus, dass rund 90% der Abwässer in den Entwicklungsländern nach wie vor unbehandelt in die Fliessgewässer zurück geleitet werden und dort zum Teil zu solch gravierenden Belastungen führen, dass eine weitere Nutzung der Gewässer nicht einmal mehr für industrielle Zwecke möglich ist (United Nations and Development, 1997). Sowohl aus ökologischer als auch aus politischer Sicht ist die Sanierung der Gewässer deshalb weltweit eines der dringlichsten Themen des Umweltmanagements (Johnson et al., 2001).

Situation in Europa

Die Sanierung der Fliessgewässer ist aber nicht nur ein global dringliches Thema. Auch in Europa zeigen viele Gewässer sehr grosse ökologische Defizite. Insbesondere aus Gründen des Hochwasserschutzes, der Wasserkraftnutzung und Schiffbarmachung sowie aufgrund intensiver Landnutzung sind viele Gewässersysteme in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit beeinträchtigt. Im Gegensatz zur stofflichen Belastung der Entwicklungsländer sind die europäischen Flusssysteme deshalb primär durch weiträumige bauliche Veränderungen gestört (Hygum, 2001). Diese Eingriffe haben eine sehr alte Tradition und sind

¹ Staudämme von einer Höhe grösser als 15 m.

in der Schweiz beispielsweise bis ins 13. Jahrhundert urkundlich belegt (Konold, 1994). Mit Beginn der grossen Flusskorrekturen an Rhein, Donau, Aare, Linth usw., verschwanden bereits im 19. Jahrhundert viele wertvolle Gewässerstrecken und Habitate (Fig. 1-1). Heute umfassen die baulichen Eingriffe grossflächige Korrekturen der Laufrichtung, Befestigungen zum Schutz vor Ufer- und Sohlerosion, Eindolungen oder Trockenlegungen ganzer Auenbereiche. Der Rhein verlor durch solch umfassende Flusskorrekturen bis zu 20% seiner natürlichen Fließstrecken. In einem Gerinne, das dem weltweit stärksten Schiffsverkehr entsprechen muss, transportiert er massiv belastete Sedimente, von denen jährlich rund 10 Millionen Kubikmeter in speziellen Einrichtungen entsorgt werden müssen (Lyons Murphy, 1997; Wieriks, 2000). Die Donau, die auf einer Strecke von mehr als 2800 km durch zehn europäische Länder fließt, kann heute nur noch ein einziges funktionsfähiges Gebiet ihrer ehemals ausladenden Auwälder erhalten (Tockner et al., 1998). Ihr gesamtes hydrologisches Regime ist durch 40 Kraftwerksstufen drastisch verändert. Mit Ausnahme der letzten freifliessenden 70 km zwischen Straubing und Filzhofen entspricht der Oberlauf einer nahtlosen Staueenkette, die durch 26 Kraftwerksstufen auf der deutschen sowie durch elf Staustufen auf der österreichischen Strecke kontrolliert wird (Giesecke & Heimerl, 1999; Hary & Nachtnebel, 1989). In Österreich existieren heute praktisch keine natürlichen Mäanderstrecken in Potamalgewässern mehr und alle grossen Flüsse mit durchschnittlich mehr als $30\text{m}^3/\text{s}$ Abfluss sind durch Wasserkraftnutzung beeinflusst (Muhar, 1996). In West- und Südeuropa befinden sich nur noch 0-20% der Fließgewässer in einem natürlichen Zustand (Nienhuis et al., 1998). In der Schweiz sind es rund 10% der grossen Flüsse (Bundi et al., 2000; CIPRA et al., 1992). Ferner sind innerhalb der letzten 200 Jahre allein in der Schweiz etwa 90% der ehemaligen Auengebiete verschwunden (BUWAL, 1999). Von den verbleibenden 165 Standorten (10'240 ha) sind 80% direkt von Austrocknung bedroht. Nur noch 35 Auengebiete befinden sich noch in einem intakten Zustand (BUWAL, 1993).

Insgesamt zeigen diese exemplarisch ausgewählten Beispiele, dass Sanierungsprojekte sowohl aus globaler als auch aus europäischer Sicht eine sehr hohe Bedeutung und Dringlichkeit haben.

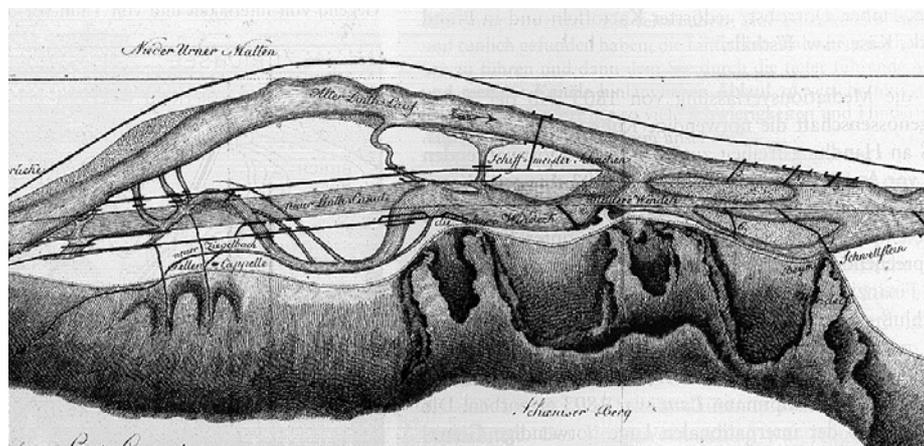


Fig. 1-1: Exemplarisch steht der Plan der Linth Korrektur, der 1807 von J. G. Tulla entworfen wurde, für eine lange europäische Tradition im Flussbau und den damit verbundenen Verlusten aquatischer Habitate nach (Konold, 1994).

1.2 Historischer und gesellschaftlicher Kontext des Fließgewässer Managements

Erstes öffentliches Interesse

Im Gegensatz zur langen Geschichte der Fließgewässer Verbauung sind die Ideen zur Renaturierung der Gewässer ausgesprochen jung. Zwar gab es bereits Mitte des 19. Jahrhundert vereinzelt Anstrengungen², um die zum Teil stark verschmutzten Gewässer zu sanieren. Ein breiteres öffentliches Interesse an der Thematik zeigte sich jedoch erst Mitte der 1960er Jahre, als viele europäische Gewässer den Höhepunkt ihrer Verschmutzung erreichten (Nienhuis et al., 1998). Durch die immer dringlichere Lage der Gewässer war nun auch die politische Aufmerksamkeit soweit sensibilisiert, um den Gewässerschutz gesetzlich explizit zu verankern. Im Gegensatz zu früheren Bestimmungen gingen die neuen Gesetze deutlich über sektorielle Begrenzungen hinaus und zeigten einen umfassenden Umweltschutzgedanken. In der Schweiz zählen hierzu u.a. die 1972 verabschiedete „allgemeine Gewässerschutzverordnung“, die 1975 erschienene „Verordnung über Abwässereinleitungen“ oder die 1977 und 1981 akzeptierten Verordnungen über „Waschmittel und Klärschlamm“. Auch in anderen Industrieländern kam es zu dieser Zeit zu wegweisenden Änderungen im Gewässerschutz. So wurden in den USA mit der „National Wild and Scenic Rivers Act“ (1968), der „Clean Water Act“ (1972) sowie der „Endangered Species Act“ (1973) drei der bis heute schlagkräftigsten Instrumente des Gewässerschutzes verabschiedet (Masonis & Bodi, 1998; USA Congress, 1973).

Veränderungen in den 1980er Jahren

Bis in die 1980er Jahre galten diese gesetzlichen Grundlagen sowohl in Europa, als auch in den USA als zentrale Erfolgsgrundlage des Gewässermanagements. Dies änderte sich erst Mitte der 1980er Jahre als die Öffentlichkeit abrupt mit den Folgen dreier dramatischer Umweltkatastrophen konfrontiert wurde. Der Giftgasunfall in Bhopal (Dezember 1984), die nukleare Katastrophe in Tschernobyl (April 1986) sowie der Brand bei Sandoz in Basel (November 1986) zeigten neben grossen menschlichen und ökologischen Verlusten auch eine immer stärkere wirtschaftliche, gesellschaftliche und politische Verflechtung im Umweltbereich. Spätestens jetzt wurde klar, dass Umweltschutz ein globales Anliegen ist und weder an Landesgrenzen noch bei der nationalen Gesetzgebung Halt machen darf. Als eine Reaktion darauf etablierte sich Mitte der 1980er Jahre das Paradigma der „nachhaltigen Entwicklung“, welches die Bereiche Ökologie, Ökonomie und Soziales in einem gemeinsamen Handlungskonzept zusammenfasst. Als die UN „Commission on Sustainable Development“ (CSD) 1984 ihre Arbeit aufnimmt stehen Artenschutz und Produktionssteigerung, intakte Ökosysteme und die Sicherung der menschlichen Lebensgrundlagen oder die Gewähr von Frieden, Entwicklung und Sicherheit nicht mehr ausschliesslich in getrennten Dokumenten unterschiedlicher politischer Ressorts. Bereits 1987 wurden sie im „Brundtland Bericht“ gemeinsam veröffentlicht (Wced, 1987). Spätestens im Juni 1992, als 170 Staaten an der „Konferenz für Umwelt und Entwicklung der Vereinten Nationen“ (UNCED) das Konzept der Nachhaltigkeit mit dem Aktionsprogramm „Agenda 21“ verabschiedeten, etablierte sich das Prinzip der nachhalti-

² 1848 wurde in Grossbritannien die erste „Metropolitan Commission of Sewers“ gegründet, um sich intensiv mit der Reduktion der starken Gewässerverschmutzung der Themse zu beschäftigen (Gameson & Wheeler, 1975).

gen Entwicklung auch international. Die Aspekte des Gewässerschutzes orientierten sich dabei in weiten Teilen an den Erkenntnissen der „International Conference on Water and the Environment“ (ICWE), die im Januar 1992 fundamental neue Ansätze forderte. Damals unterstrichen über 500 Fachleute aus 100 Ländern in den vier „Prinzipien von Dublin“ die Verbindung zwischen Sozio-Ökonomie und Gewässerschutz, die Bedeutung der Partizipation der Bevölkerung bei der Projektentwicklung und Entscheidung, die zentrale Rolle der Frauen innerhalb des Gewässermanagements sowie den ökonomischen Wert der Lebensgrundlage Wasser, welches als ökonomisches Gut zu betrachten sei (Calder, 1999). In Artikel 18 nimmt die „Agenda 21“ diese Forderungen auf und stellt Anfang der 1990er Jahre eine international anerkannte Richtlinie zur Umsetzung von Gewässerschutzmassnahmen vor. Diese betont neben dem Schutz der natürlichen hydrologischen, biologischen und chemischen Gewässerfunktionen v.a. die Notwendigkeit eines integrierten Gewässermanagements. Damit sind sozio-ökonomische Aspekte und die Berücksichtigung multipler Nutzungen explizit eingeschlossen.

Wachsendes wissenschaftliches Interesse

Parallel zur gesellschaftlichen Entwicklung etablierte sich auch im wissenschaftlichen Bereich die Thematik der Fließgewässer Revitalisierung erst relativ spät. Wurde zwischen Mitte der 1970er Jahre und Ende der 1980er Jahre kaum eine wissenschaftliche Publikationen zum diesem Thema veröffentlicht, so steigt die Zahl der Arbeiten ab Beginn der 90er Jahre rapide an. Ab 1991 ist in wissenschaftlichen Datenbanken unter den Suchbegriffen „river restoration“ bzw. „stream restoration“ ein regelrechter Publikationsboom zu verzeichnen (Fig. 1-2). Heute beträgt die durchschnittliche Rate mit der unter diesem Suchbegriff im „Web of Science“ veröffentlicht wird rund 14 Veröffentlichungen monatlich bei nach wie vor steigenden Tendenz (Tab. 1-1).

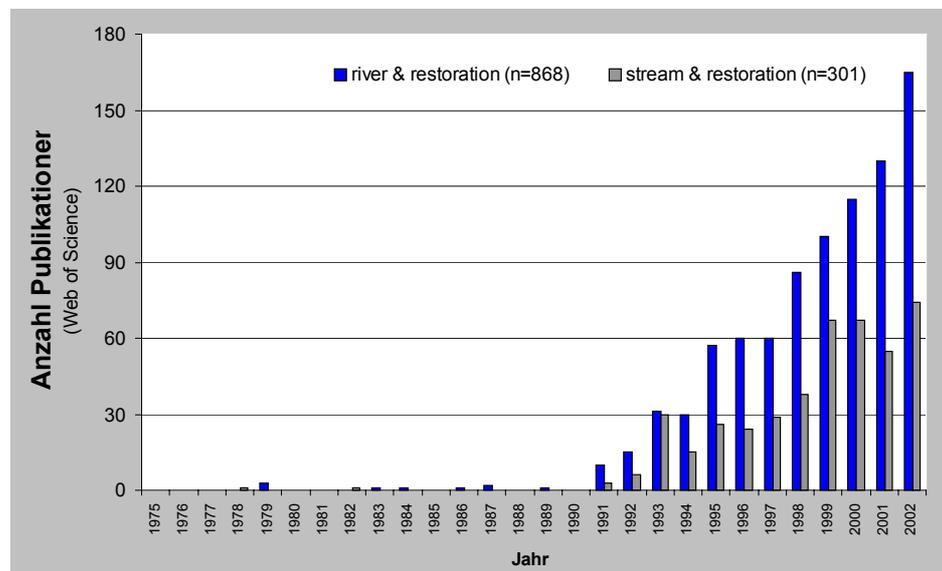


Fig. 1-2: Zusammenstellung aller Publikationen, die in der Datenbank „Web of Science“ im Zeitraum zwischen 1975 und 2002 veröffentlicht wurden und die unter den Suchbegriffen „river and restoration“ bzw. „stream and restoration“ im Titel, Abstract oder in den key words gespeichert sind.

Die genauere Analyse dieser Publikationen zeigt ferner, dass es inzwischen wissenschaftlich offenbar erfolgversprechend ist, das Thema „river restoration“ in den wissenschaftlichen Publikationen selbst dann zu erwähnen, wenn die Veröffentlichung im engeren Sinn nichts mit tatsächlichen Fallbeispielen zu tun hat. Hierzu wurden 584 Abstracts der Veröffentlichungen genauer analysiert, die im Zeitraum zwischen 1998-2002 unter den Stichworten „river and restoration“ im Web of Science zu finden sind. Als *relevante Artikel* für die weitere Analyse galten nur solche, die sich im Abstract (a) auf ein konkretes Fließgewässer beziehen, (b) konkrete Revitalisierungsmassnahmen durchgeführt hatten (bzw. solche Massnahmen planten) und (c) Indikatoren erwähnten, mit denen sie die Projektaktivitäten begleiteten.³ Wie Fig. 1-3 zeigt, erfüllten nur etwa 20%, d.h. 125 wissenschaftliche Publikationen, diese Anforderungen. Hingegen tauchten die Suchbegriffe „river and restoration“ in mehr als 40% der Grundlagenartikel auf, in denen es um keinerlei konkrete Projekte oder Revitalisierungsmassnahmen ging.

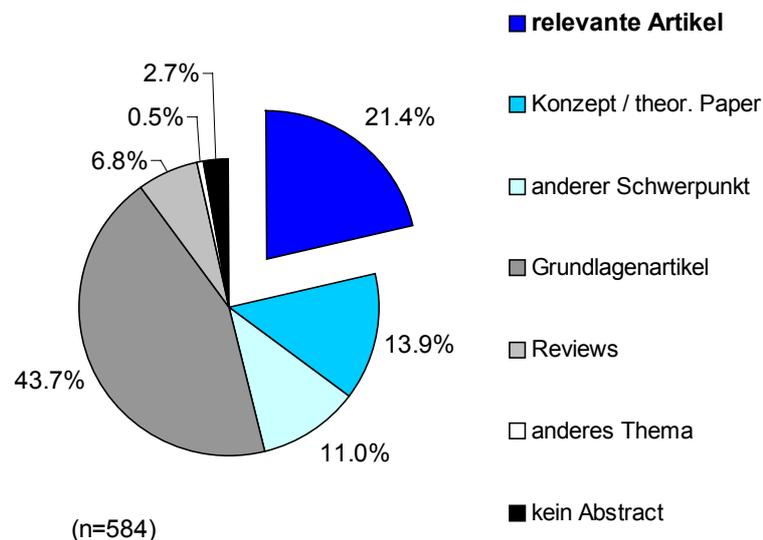


Fig. 1-3: Prozentuale Verteilung der Veröffentlichungstypen, die zwischen den Jahren 1998 und 2002 unter den Suchbegriffen „river and restoration“ im Web of Science gefunden wurden. Als *relevant* gelten solche Veröffentlichungen, die in ihrem Abstract sowohl ein konkretes Fallbeispiel, d.h. ein konkretes Fließgewässer erwähnen, tatsächliche Revitalisierungen durchführten oder diese planen sowie Indikatoren erwähnten, mit denen sie die Projektentwicklung begleiten.

Die Analyse der als relevant definierten Publikationen zeigt weiter, dass über die Hälfte der veröffentlichten Fallbeispiele in Nordamerika, d.h. in

³ Als nicht relevante Artikel galten rein konzeptionelle oder theoretische Veröffentlichungen, Fachbeiträge, die einen anderen Schwerpunkt als Fließgewässer hatten (Seen, Küsten usw.), Grundlagenartikel, die sich z.B. mit der DNA-Analyse von Fischen beschäftigten und die Begriffe „river restoration“ nur nebenbei erwähnten sowie Übersichtsartikel (reviews), die sich nicht auf ein Fallbeispiel beschränkten. Ebenfalls ausgeschlossen wurden alle Veröffentlichungen, die zufällig ins Suchergebnis rutschten und andere Themenfelder wie Architektur oder Kunst behandelten bzw. solche, die über die Datenbank Recherche keinen Abstract lieferten.

den USA und Kanada lokalisiert ist (Fig. 1-4). Etwa ein Drittel der Publikationen stammt aus europäischen Ländern und weniger als 10% aller Artikel verteilen sich auf die Regionen Australien/Neuseeland (4%) bzw. Südamerika und Asien (zusammen knapp 5%). Aus Afrika liegen keine Veröffentlichungen vor.

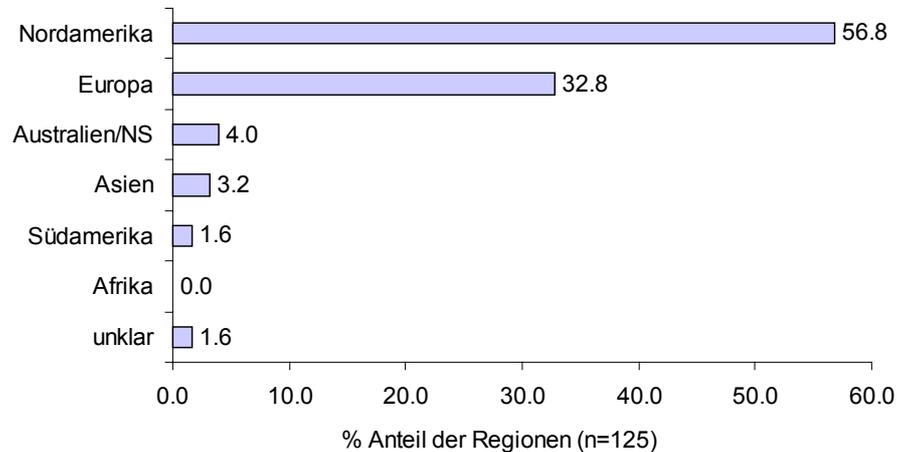


Fig. 1-4: Prozentuale Verteilung der Revitalisierungsprojekte auf geographische Regionen (Datengrundlage: Web of Science 1998-2002, Suchbegriffe: river and restoration).

Dabei ist zu beachten, dass die in Fig. 1-2 bis Fig. 1-4 zusammengefassten Zahlen ausschliesslich wissenschaftlich reviewte Veröffentlichungen wiedergeben. Es liegt nahe, dass der Anteil „grauer“ Literatur um ein vielfaches umfangreicher ist, da Gewässermanagement in den typischen Arbeitsbereich der Behörden oder Verwaltungen fällt und weniger im wissenschaftlichen Umfeld angesiedelt ist.

1.3 Definitionen im Fließgewässer Management

Um dem Problem der wachsenden anthropogenen Belastung zu begegnen, entwickelte sich im Lauf der letzten Jahrzehnte eine breite methodische und konzeptionelle Palette im Bereich des Fließgewässer Managements. Räumlich eng begrenzte Unterhaltungsmethoden werden ebenso unter dem Begriff „Renaturierung“ gebraucht wie Massnahmen, die die natürliche Eigendynamik ganzer Flussstrecken fördern. Die Zielsetzungen einzelner Projekte reichen von der Aufwertung rein morphologischer Strukturen über die Verbesserung biologischer Schlüsselgrößen bis hin zur Revitalisierung ganzer Gewässerökosysteme. In ihrer räumlichen und zeitlichen Ausdehnung beziehen sie sich je nach Fragestellung auf einzelne Gewässerstrecken, mehrere Flussläufe oder ganze Flusslandschaften. Um sprachliche Missverständnisse bei der Evaluation der Projekte zu vermeiden ist daher eine einheitliche Definition der Begriffe hilfreich und notwendig.

Begriffsklärung Die hier gebrauchte Definition orientiert sich an den ökologischen Strukturen und Prozessen der Fließgewässer und geht im wesentlichen auf die Arbeiten von (Bradshaw, 1996; Bradshaw, 1997; Jackson et al., 1995) zurück.

Fig. 1-5 liefert die ökologischen Grundlagen für alle nachfolgenden Kapitel und unterscheidet die Begriffe Renaturierung (restoration), Revitalisierung (rehabilitation), Aufwertung (remediation), Sanierung und Ersatz (reclamation und replacement) sowie Kompensation oder Wiedergutmachung (mitigation). Diese Begriffe sind wie folgt definiert:

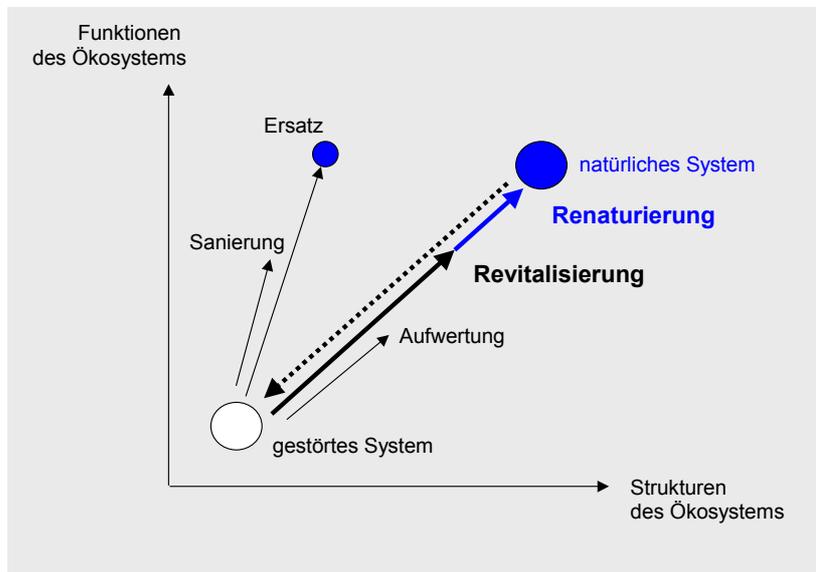


Fig. 1-5: Schematische Darstellung zur Begriffsklärung im Fließgewässer Management. Die durchgezogenen Linien symbolisieren eine Verbesserung des gestörten Ökosystems. Die gestrichelte Linie symbolisiert anthropogene Störungen (verändert nach (Bradshaw, 1996).

Renaturierung
(restoration)

Unter **Renaturierung** versteht man das vollständige Wiederherstellen oder Zurückbringen eines gestörten Gewässers in seinen ursprünglichen natürlichen und ungestörten Zustand. In Anbetracht der heutigen Nutzungssituation vieler Fließgewässer sind Renaturierungsprojekte im engeren Sinn häufig nicht durchführbar.

Revitalisierung
(rehabilitation)

Die Fließgewässer **Revitalisierung** richtet sich auf ein realistisches Entwicklungsziel. Ebenso wie die Renaturierung orientiert sie an der Wiederherstellung eines natürlichen oder historisch ungestörten Zustandes. Sie erhebt allerdings keinen Anspruch auf vollständige Wiederherstellung. Revitalisierte Gewässer werden nie ihren vollständig natürlichen oder ursprünglichen Zustand erreichen. Sie sind jedoch in ihrer ökologischen Funktion und Struktur dem natürlichen Leitbild sehr ähnlich.

Aufwertung
(remediation)

Der englische Begriff „to remedy“ bedeutet „vermindern“ oder „Abhilfe schaffen“. Entsprechend Bradshaw (1996) konzentrieren sich **Aufwertungsmaßnahmen** daher mehr auf den Verbesserungsprozess als auf einen fixen Endzustand. Aufwertungen umfassen somit alle Maßnahmen die helfen, damit sich ein Ökosystem wieder in einer natürlicheren Richtung entwickeln kann. Sie sind unabhängig von einem fixen Entwicklungsziel, orientieren sich aber dennoch an den natürlichen Entwicklungsprozessen.

*Sanierung und Ersatz
(reclamation und
replacement)*

Der Begriff *Sanierung* wird als technischer Ausdruck v.a. in Grossbritannien und Nordamerika gebraucht. Mit Hilfe von Sanierungsmassnahmen wird versucht, ein degradiertes Gewässer in einen „angemessenen funktionsfähigen“ Zustand zu führen. Dieser Entwicklungszustand orientiert sich allerdings weniger am natürlichen Gewässercharakter als an einem praktischen Nutzungsgrad. Die Rückführung in einen ursprünglicheren Zustand wird als nicht notwendig erachtet. Sanierungsmassnahmen führen daher oft zu Ersatzökosystemen. Diese können zwar ähnliche Funktionen und Prozesse wie die natürlichen Systeme aufweisen. Die ursprünglichen ökologischen Strukturen (v.a. die Arten und Artengefüge) sind in der Regel jedoch durch neue Strukturen substituiert.

*Kompensation
(mitigation)*

Über *Kompensationsmassnahmen* wird der ökologische Verlust eines Gewässers durch die Revitalisierung eines anderen Gewässers ausgeglichen. Obwohl Kompensation häufig in Zusammenhang mit Renaturierungen erwähnt wird, hat sie im engeren Sinn nichts mit der direkten Verbesserung eines degradierten Gewässers zu tun. Sie sollte daher von allen anderen Begriffen getrennt betrachtet werden.

1.4 Kosten und Umfang der Projekte

Es ist äusserst schwer, eine detaillierte Erhebung über die Kosten und den räumlichen Umfang von Revitalisierungsprojekten zu erstellen. Dies liegt v.a. daran, dass in den meisten Ländern eine zentrale Fachstelle fehlt, welche die vielen Projekte koordiniert und verwaltet. In den meisten Fällen liegt die Verantwortung der Projekte bei sehr unterschiedlichen Behörden oder Ämtern. Je nach Initiative des Projekts sind diese entweder föderal getrennt (Bund, Kanton, Gemeinden) oder die Ämter arbeiten für unterschiedliche Zuständigkeitsbereiche (Naturschutz, Wasserbau, Tief- oder Siedlungswasserbau, Strassenbau usw.). Trotz dieser unsicheren Datenlage machen allerdings bereits einige exemplarische Beispiele deutlich, dass die finanziellen und personellen Aufwendungen im Bereich des Fließgewässer Managements während der letzten Jahren nicht unwesentlich waren und damit ein beträchtliches öffentliches Interesse erlangten.

USA und Australien

In Australien belaufen sich die Kosten für Fließgewässer Revitalisierungen nach Angaben der Universität in Melbourne auf jährlich 50 Millionen Dollar (Rutherford, 2001). Im Zeitraum zwischen 1986 und 1996 wurden in den USA nach Angaben der „National Fish and Wildlife Foundation (NFWF)“ 213 Millionen Dollar staatliche und private Gelder für Gewässersanierungen ausgegeben, wobei die Summe unter Berücksichtigung zusätzlicher Eigen- und Drittmittel rund 400 Millionen Dollar umfasst (Tilt & Williams, 1997). Zudem sollen nach Angaben der US Environmental Protection Agency im Rahmen des 1998 verabschiedeten „Clean Water Action Plan“ über 40'000 km Fließgewässer, ca. 405 km² Feuchtgebiete und über 3,2 Millionen km Pufferzonen revitalisiert werden (EPA, 2000). Damit setzte sich die frühere Clinton Administration im Rahmen der „Clean Water Initiative“ zum Ziel, mindestens 1000 Gewässer zu renaturieren (Pelley, 2000). Unter anderem finden sich darunter Projekte wie die Sanierung der Everglades, die nach heutigen Schätzungen allein rund 8 Milliarden Dollar öffentlicher Gelder kosten wird (Pelley, 2000).

Europa Auch in Europa sind umfassende Programme zur Sanierung der Fliessgewässer verabschiedet worden. So haben sich beispielsweise die Anrainerstaaten der Rhein-Ministerkonferenz im Jahr 2001 auf ein Aktionsprogramm „Rhein 2020“ geeinigt, welches die Verbesserung des Ökosystems mit den Zielen des Hochwasserschutzes, der Sicherung der Wasserqualität und der des Gewässerschutzes verbinden soll (IKSR, 2001). Neben anderen Zielen wird dabei u.a. die Reaktivierung von über 160 km² Überschwemmungsflächen, das Anbinden von 100 Altarmen und Nebengewässern, die Aufstrukturierung der Uferbereiche über eine Länge von 800 km oder die Minderung der Extremwasserstände um bis zu 70 cm bei gleichzeitiger die Minimierung der Schadensrisiken um 25% gefordert (IKSR, 2001). Die Gesamtkosten bis zum Jahr 2020 sind zum heutigen Zeitpunkt noch nicht abschätzbar. Allerdings betragen die Kosten für die erste Phase bis zum Jahr 2005 nach heutigen Schätzungen bereits rund 5 Milliarden Euro (IKSR, 2001).

Schweiz In der Schweiz ist ein ähnlicher Trend zu beobachten. Seit 1996 subventionierte das Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG) 138 Projekte auf einer Gesamtlänge von 162 km (BWG, 2003). 38 Projekte mit einer Länge von 32 km waren reine Revitalisierungsprojekte. Sie kosteten rund 25 Mio. Franken (Fig. 1-6). Der Rest, d.h. 102 Projekte mit einer Gesamtlänge von 130 km, wurden als kombinierte Revitalisierungs- und Hochwasserschutzprojekte durchgeführt. Die Kosten dieser Projekte belaufen sich auf 235 Mio. Franken (Fig. 1-7). Allerdings sind diese Zahlen bei weitem nicht vollständig, da ein grosser Teil der Aktivitäten in den Verantwortungsbereich der Kantone und Gemeinden fällt. Hier fehlt jedoch eine zentrale Datenerfassung, die einen Eindruck über das tatsächliche finanzielle und räumliche Ausmass der Projekte vermitteln könnte. Im Folgenden sind deshalb die zugänglichen Daten aus den Kantonen Zürich, Bern und Wallis zusammengefasst, um einen exemplarischen Eindruck zu geben.

Im Kanton Zürich wurden zwischen 1989 und 2001 über 170 reine Revitalisierungsprojekte (kantonale Projekte und subventionierte Gemeindeprojekte) mit einem Gesamtaufwand von über 55 Mio. CHF realisiert. Dabei sind kombinierte Revitalisierungs- und Hochwasserschutzprojekte, nicht subventionierte Gemeindeprojekte sowie ökologische Ausgleichsmassnahmen für den Strassenbau aufgrund der schlechten Datenverfügbarkeit nicht eingeschlossen.

Reine Revitalisierungsprojekte

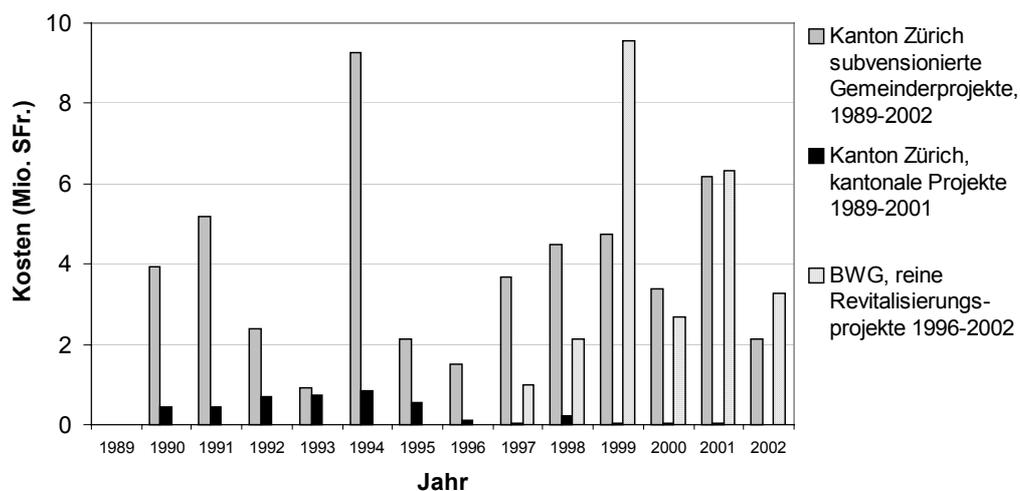


Fig. 1-6: Kosten für reine Revitalisierungsprojekte des BWG ($n = 38$, 1996-2002) und des Kantons Zürich (Kantonale Projekte und subventionierte Gemeindeprojekte Projekte des Wiederbelebungsprogramms, $n = 190$, 1989-2002). Quelle: (BWG, 2003) und (Jaag et al., 2003).

Kombinierte Hochwasserschutz- und Revitalisierungsprojekte (BWG Projekte)

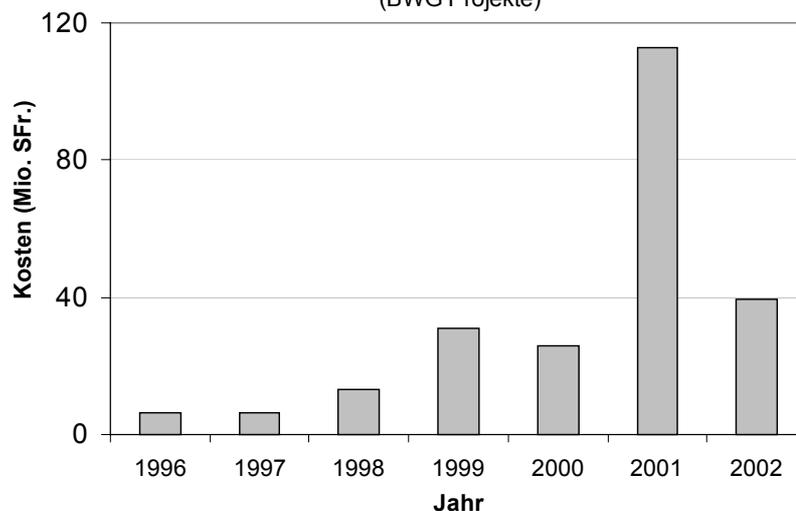


Fig. 1-7: Kosten für kombinierte Hochwasserschutz- und Revitalisierungsprojekte des Bundesamts für Wasser und Geologie ($n = 102$, 1996-2002). Quelle: (BWG, 2003).

Auffallend ist das geringe räumliche Ausmass der Projekte. Von den 190 Projekten des Wiederbelebungsprogramms im Kanton Zürich waren 75% kleiner als 250 m und über 96% kleiner als ein halber Kilometer (Fig. 1-8). Projekte, die durch den Bund gefördert wurden, sind zwar insgesamt etwas umfangreicher und erreichen maximal 12 km. Die durchschnittlichen Projekte zählen aber ebenso zu eher kleinräumigen Massnahmen (Median = kleiner 500 m). In der Mehrzahl sind sie kürzer als 1,5 km (75% Quartil; Fig. 1-8). In der gesamten Schweiz wurden im Zeitraum zwischen 1996 und 2002 nur gerade fünf Projekte realisiert, die eine Länge von mehr als 5 km umfassten (BWG, 2003).

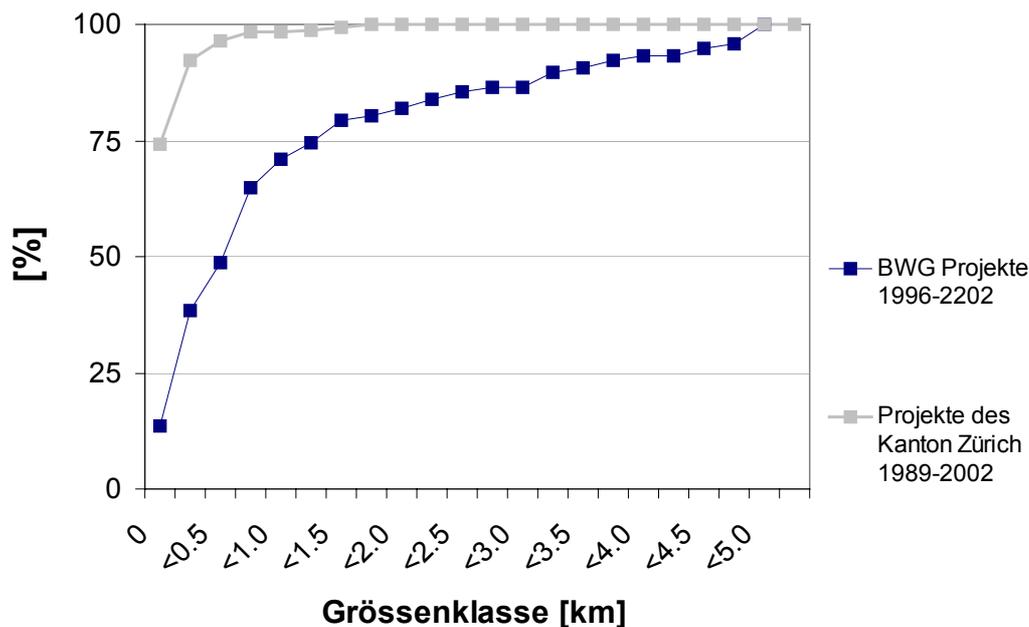


Fig. 1-8: Verteilung der Grössenklassen der BWG Projekte ($n = 117$) und mit den Projekten des Kantons Zürich gemeinsam ($n = 287$): Quellen: (BWG, 2003) und (Jaag et al., 2003). Nicht für alle BWG Projekte aus den Fig. 1-6. und Fig. 1-7 sind Längenangaben vorhanden.

Trotz der zum Teil unvollständigen Datengrundlage zeigt sich dennoch ein allgemeiner Trend: Insgesamt sind die Revitalisierungsprojekte der letzten Jahre durch eine sehr grosse finanzielle und räumliche Spannweite gekennzeichnet. Die Kosten bewegen sich dabei in den meisten Fällen deutlich unter 5'000 CHF pro Laufmeter (Fig. 1-9). Tendenziell sind sie bei kleineren Projekten höher und bewegen sich dort zwischen rund 500 und 20'000 CHF (Fig. 1-9).

Ähnliche Zahlen sind auch aus den Kantonen Bern und Wallis bekannt: Der Kanton Bern gab zwischen 1987 und 1998 mehr als 20 Millionen Franken für grosse Renaturierungsprojekte aus, zudem knapp 27 Millionen Franken allein für den Ausbau der Langte (Foppa et al., 1998). Durch die Einrichtung eines Renaturierungsfonds fliessen seit Dezember 1998 ausserdem 10% der Wasserzinsen aus der Wasserkraftnutzung in die zweckgebundene Sanierung der kantonalen Fließgewässer. Dies entspricht jährlich im Durchschnitt rund 3,3 Mio. CHF (Renaturierungsfonds, 2002). Im Rahmen der sogenannten dritten Rhonekorrektur sind 900 Millionen Franken innerhalb der kommenden 30 Jahre für Hochwasserschutz und Gewässersanierungen vorgesehen (Kanton Wallis, 2001).

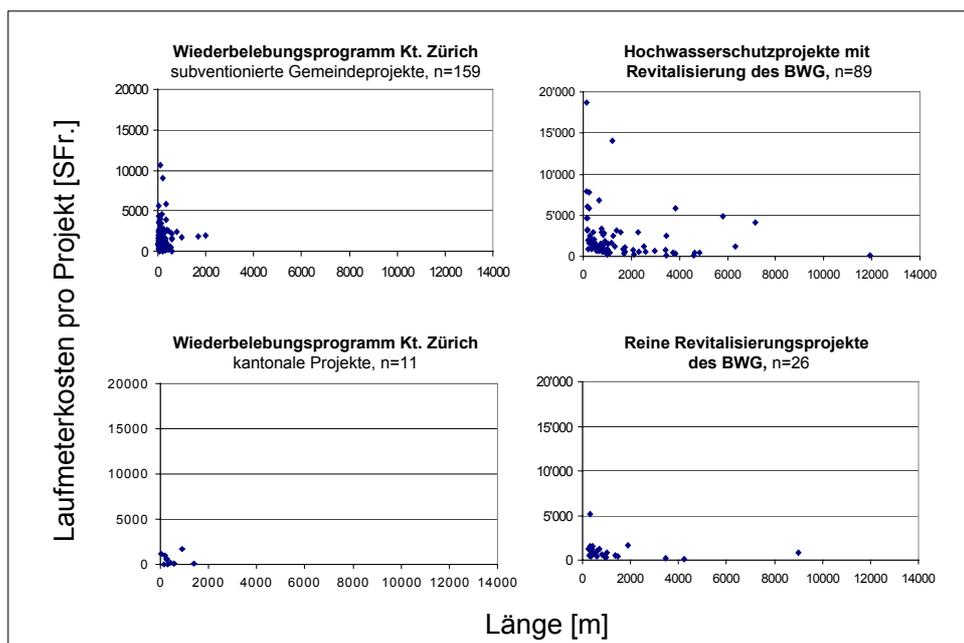


Fig. 1-9: Verteilung der Kosten pro Laufmeter bei unterschiedlichen Revitalisierungsprojekten bzw. kombinierten Hochwasserschutz- und Revitalisierungsprojekten. Quellen: (BWG, 2003) und (Jaag et al., 2003). Nicht für alle BWG Projekte aus den Fig. 1-6. und Fig. 1-7 sind Längenangaben vorhanden.

Auf den ersten Blick erscheinen diese Ausgaben sehr hoch. Verglichen mit anderen staatlichen Ausgaben wie z.B. den Kosten für den Strassenbau, wirken sie jedoch recht gering. In der Schweiz wurden bis zum Jahr 2000 allein für den Bau von 1642 km Nationalstrassen mehr als 54 Mia. Franken ausgegeben⁴. Dies entspricht einem durchschnittlichen Laufmeterpreis von knapp 33'000 Franken. Diese Kosten sind im Laufe der Jahrzehnte zudem deutlich gestiegen, so dass ein Kilometer im Jahr 1964 im Mittel 12,8 Mio. und zu Beginn der 90er Jahre 237 Mio. Franken kostete.⁵ Das entspricht mehr als dem 10-fachen der teuersten Hochwasserschutz- und Revitalisierungsprojekte.

1.5 Motiv der Arbeit: Die mangelnde Kenntnis über Erfolg und Misserfolg der Fliessgewässer Revitalisierung

Anbetracht des grossen politischen, wissenschaftlichen und finanziellen Aufwands, der in den letzten 10 Jahren im Bereich der Fliessgewässersanierung betrieben wurde, liegt die Frage nach dem Erfolg der einzelnen Projekte geradezu auf Hand. Diese offensichtliche Frage wird in der Praxis jedoch nur mit relativ wenig Nachdruck untersucht. Eine mangelhafte und oft unvollständige Dokumentation über den Verlauf der Projekte steht im krassen Gegensatz zu den vielen und aufwendigen Untersuchungen. Weder international noch in der Schweiz liegen hinreichend viele Publikationen vor, die Auskunft über den Erfolg oder

⁴ "Info 2000", S.11 und S.32, Bundesamt für Strassen, Bern.

⁵ www.astra.admin.ch/d/suche/Dokumente/N_Finanzierung.htm (18.9.2000).

Misserfolg der Renaturierungsmassnahmen geben könnten (Allen et al., 1997; Bash and Ryan, 2002; Bisbal, 2001; Brookes, 1995; Buijse et al., 2002; Kirchofer & Breitenstein, 2000), pers. Mitteilungen BWG). Betrachtet man die Ebene der wissenschaftlichen Publikationen, so fällt v.a. eine grosse Diskrepanz zwischen den Aktivitäten im Bereich „Monitoring“ und „Renaturierung“ einerseits und den Untersuchungen zu „Evaluation“, „Erfolg“ oder „Misserfolg“ andererseits auf. Die Datenbank des „Science Citation Index“ (SCI) liefert für die in Fig. 1-2 ersichtliche „Zeit des Revitalsierungsbooms“ interessante Ergebnisse (Tab. 1-1): Im Zeitraum von 1990-2002 sind insgesamt 2107 Zitate (14 Zitate/Monat) verzeichnet, die den Suchbegriff „river and monitoring“ im Titel, Abstract oder in den Keywords tragen. Der Begriff „river and restoration“ wird immerhin noch 859 mal gefunden (5 Zitate/Monat), wohingegen der Begriff „river, restoration and evaluation“ bzw. „river, restoration and success“ oder „river, restoration and failure“, im selben Zeitraum gerade 74, 72 bzw. 20 mal zitiert wurden. Dies entspricht einer durchschnittlichen Erwähnung von 0.5, 0.5 bzw. 0.1 Zitaten monatlich. Es liegt somit nahe, dass auch im Bereich der Fliessgewässer Forschung bis lang nur sehr wenig Gewicht auf der wissenschaftlichen Evaluation oder Erfolgskontrolle der Projekte liegt.

Tab. 1-1: Ergebnisse der Stichwortsuche in der Datenbank „Web of Science“ (im Science Citation Index, SCI) im Zeitraum von Januar 1990 bis April 2002. Die Zahlen geben an, wie häufig die Suchbegriffe im gesamten Zeitraum gefunden wurden.

Suchbegriffe	Sucherfolg im Science Citation Index (SCI)		
	Titel, Keywords oder Abstracts	Durchschnittlich pro Monat	Nur im Titel erwähnt
River monitoring	2107	14	167
River restoration	859	5	113
River, restoration & evaluation	74	0.5	3
River, restoration & success	72	0.5	2
River, restoration & failure	20	0.1	0

Die detaillierte Betrachtung der Abstracts, die im Zeitraum zwischen 1998 und 2002 mit den Suchbegriffen „river and restoration“ gefunden und in Fig. 1-3 als relevant eingestuft wurden zeigt, dass das Thema Monitoring in über 50% der Veröffentlichungen überhaupt nicht mehr erwähnt wurde. Jeweils knapp 5% der Papers gaben an, dass sie ein Monitoring Programm wünschten bzw. ein solches planen und nur etwas mehr als ein Drittel der Fälle setzte ein Monitoringprogramm tatsächlich um. In anderen Worten bedeutet dies, dass Monitoringprogramme heute offenbar selbst in wissenschaftlich begleiteten Projekten nicht zur Regel gehören. Dies lässt ebenfalls auf ein grosses Defizit in Bezug auf die Evaluation und Erfolgskontrolle schliessen.

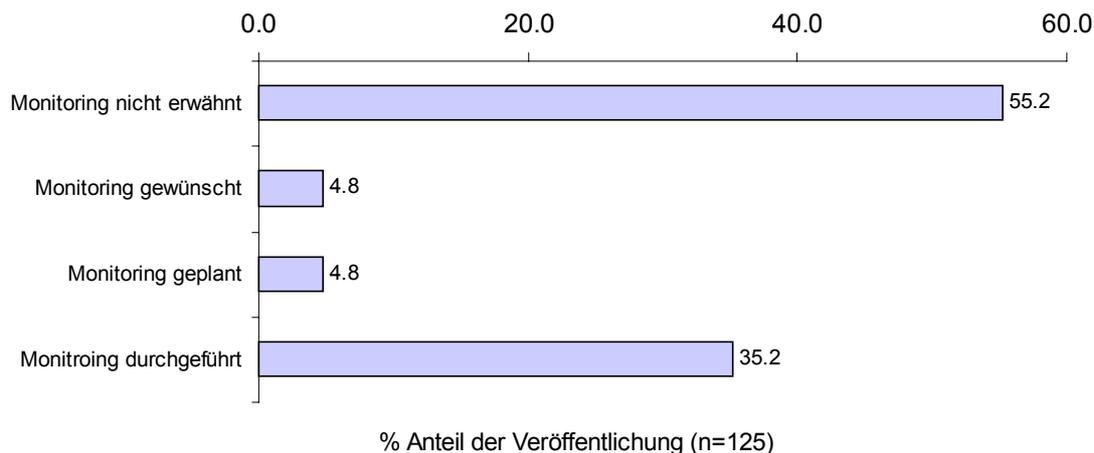


Fig. 1-10: Prozentuale Verteilung der Revitalisierungsprojekte in Bezug auf die Durchführung von Monitoringprogrammen. Ausgewertet wurden wissenschaftliche Veröffentlichungen, die zwischen 1998 und 2002 im Web of Science unter den Suchbegriffen „river and restoration“ gefunden wurden und entsprechend der Fig. 1-3 als relevant galten (Datengrundlage: Abstracts).

Erschwerend kommt hinzu, dass in Bezug auf Fliessgewässer Revitalisierungen bis heute keine einheitlich festgelegte Erfolgsdefinition vorliegt (Brookes, 1995; Hobbs & Harris, 2001; Jackson et al., 1995). Taucht der Begriff „Erfolg“ bzw. „Misserfolg“ in der Literatur auf, so ist er stark durch die jeweilige subjektive Sicht und Fachrichtung der Autorinnen und Autoren geprägt. Mehrheitlich konzentrieren sich die Veröffentlichungen auf sektorielle Untersuchungen und weniger auf einen integrierten Bewertungsansatz. Die Bewertung der Massnahmen erfolgt häufig entweder durch einzelne abiotische oder einzelne biotische Kenngrössen. Wie Fig. 1-11 zeigt, betrifft dies in den meisten Fällen die Wiederherstellung des hydrologischen Regimes, die Verbesserung gewisser Habitatstrukturen und die Verbesserung der Lebenssituation einzelner Arten oder Gemeinschaften (wobei der Fokus im Fall der biologischen Kenngrössen eindeutig auf einzelnen Fischarten und der Vegetation liegt). Eine einheitliche und v.a. integrative Definition erfolgreicher Revitalisierungsmassnahmen konnte sich jedoch trotz einzelner guter Beispiele (Kissimmee River Restoration Evaluation Program, 1998; Nienhuis et al., 2002; Rutherford, 2001) nicht dauerhaft etablieren. Viele Projekte wurden weder unter ökologischen noch unter sozioökonomischen Erfolgskriterien ausreichend analysiert.

Ein besonders grosses Defizit besteht bis heute v.a. darin, den Erfolg der Projekte umfassend und integrativ zu betrachten. Der Erfolg der Projekte sollte nicht ausschliesslich anhand ihrer ökologischen Wirkung bemessen, sondern in einen politischen, finanziellen und gesellschaftlichen Kontext gestellt werden. Dies trifft insbesondere für Länder wie die Schweiz zu, die aufgrund ihres sehr hohen Nutzungs- und Siedlungsdrucks einen ausgesprochen hohen Revitalisierungsbedarf haben. Nach Angaben des Bundesamtes für Wasser und Geologie (BWG) weisen rund 12'600 km der schweizerischen Fliessgewässer ein sehr hohes Sanierungspotenzial auf. Rechnet man alle eingedohnten Gewässerstrecken hinzu, so erhöht sich dieser Wert auf eine Gesamtstrecke von 30'500 km bzw. 47% der gesamten Fliessgewässerstrecken der Schweiz (BWG, pers. Mitteilung).

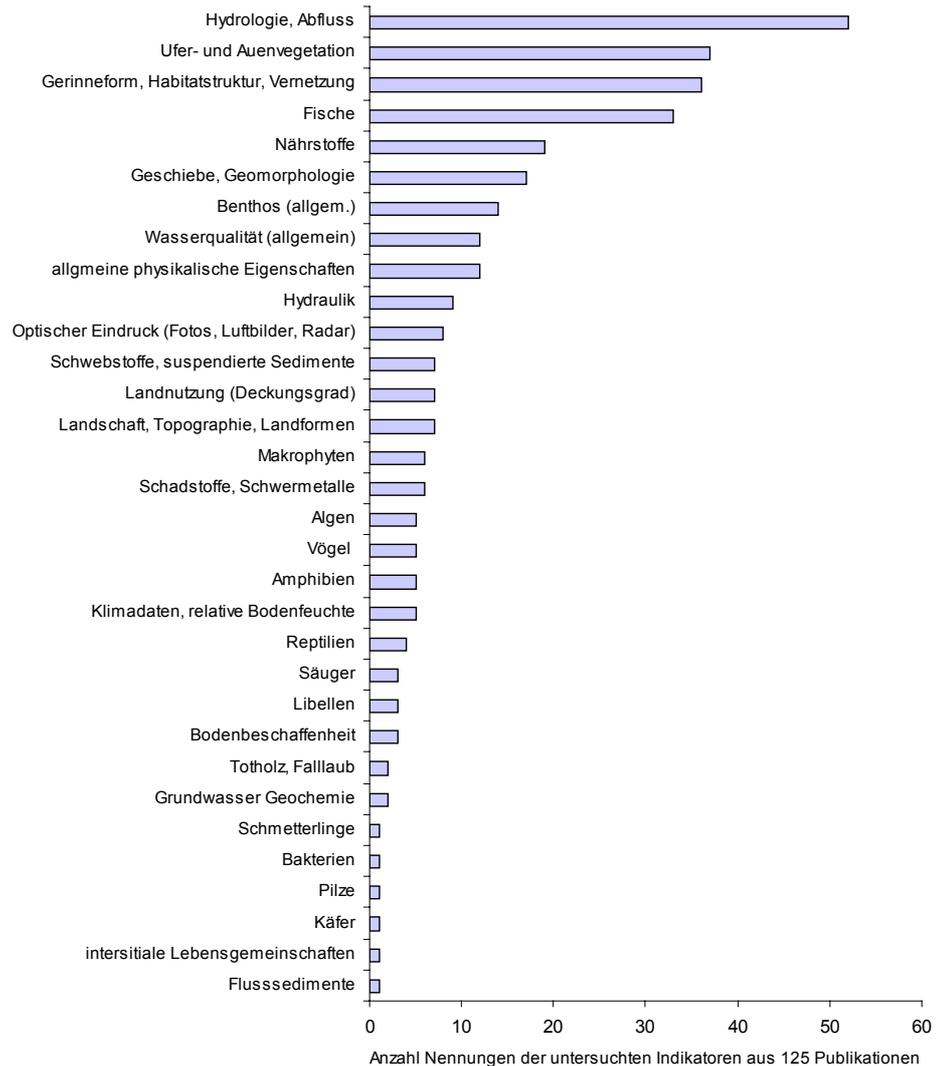


Fig. 1-11: Verteilung der in den Veröffentlichungen erwähnten Indikatoren der Revitalisierungsprojekte. Ausgewertet wurden wissenschaftliche Veröffentlichungen, die zwischen 1998 und 2002 im Web of Science unter den Suchbegriffen „river and restoration“ gefunden wurden und entsprechend der Fig. 1-3 als relevant galten (Datengrundlage: Abstracts; Doppelnennungen waren möglich).

Entsprechend der oben erläuterten Zahlen, stehen zur Sanierung dieser Fließgewässer jedoch jährlich nur Bundesmittel zur Verfügung, die für knapp 25 km reichen. Dies entspricht weniger als 1% des Sanierungspotenzials. Um in einem solchen Spannungsfeld verantwortliche Priorisierungen vornehmen und Entscheide fällen zu können, wären detaillierte und vergleichbare Kenntnisse über den ökologischen, finanziellen und gesellschaftlichen Verlauf einzelner Projekte dringend notwendig. Dies erfordert jedoch eine standardisierte Analyse ganzer Projektabläufe und kann sich nicht auf die Analyse einzelner Kenndaten beschränken.

Als gängiges Hilfsinstrument konnte sich die Idee der Evaluation und Erfolgskontrolle in anderen Disziplinen bereits seit langem etablieren (z.B. in den Bereichen Ökonomie, Soziologie, Medizin, Entwicklungszusammenarbeit oder Raumplanung). Interessanterweise taucht dieser

Ansatz im Bereich des Natur- und Landschaftsschutzes nur sehr selten auf. Insbesondere fehlt eine spezifische Anpassung an die Bedürfnisse des Fließgewässer Managements (Marti, 2001). Zu Beginn dieser Arbeit standen daher folgende Fragen im Zentrum des Interesses:

1.6 Kernfragen der Arbeit

- 1 Wie kann der Erfolg eines Revitalisierungsprojekts gemessen werden?

Das heisst konkret:

- Was ist eine gute und messbare Definition für erfolgreiche und weniger erfolgreiche Revitalisierungsprojekte?
- Wie sollte ein praxisrelevantes Evaluationsschema aussehen, das den Projektablauf *und* den Output von Fließgewässer Revitalisierungen bewerten kann?

- 2 Welche Aspekte kennzeichnen eine erfolgreiche Projektplanung, -durchführung und -steuerung?

Das heisst konkret:

- Wie sind die relevanten Schlüsselgrößen eines erfolgreichen Projektmanagements zu bestimmen und wie können diese in operationalisierte Indikatoren und Ausprägungen übersetzt werden?
- Wie sollte ein Prototyp zur Bewertung dieser Schlüsselgrößen aussehen?

- 3 Welche Einflussgrößen der Projektplanung, -durchführung und -steuerung sind für den Erfolg der Projekte bedeutend?

Das heisst konkret:

- Wovon hängt der Erfolg der Projekte ab?
- Welcher Zusammenhang besteht zwischen der Planung, Durchführung und Steuerung der Projekte und ihrem Erfolg?
- Welches sind Schlüsselkriterien, die Erfolg oder Misserfolg bestimmen?

- 4 Welche Leitlinien können aufgrund der Ergebnisse für die Praxis gewonnen werden, so dass zukünftige Projekte davon profitieren?

1.7 Aufbau der Arbeit

Um diese Fragen beantworten zu können, ist die Arbeit in drei Hauptteile und einen Syntheseteil untergliedert (Fig. 1-12).

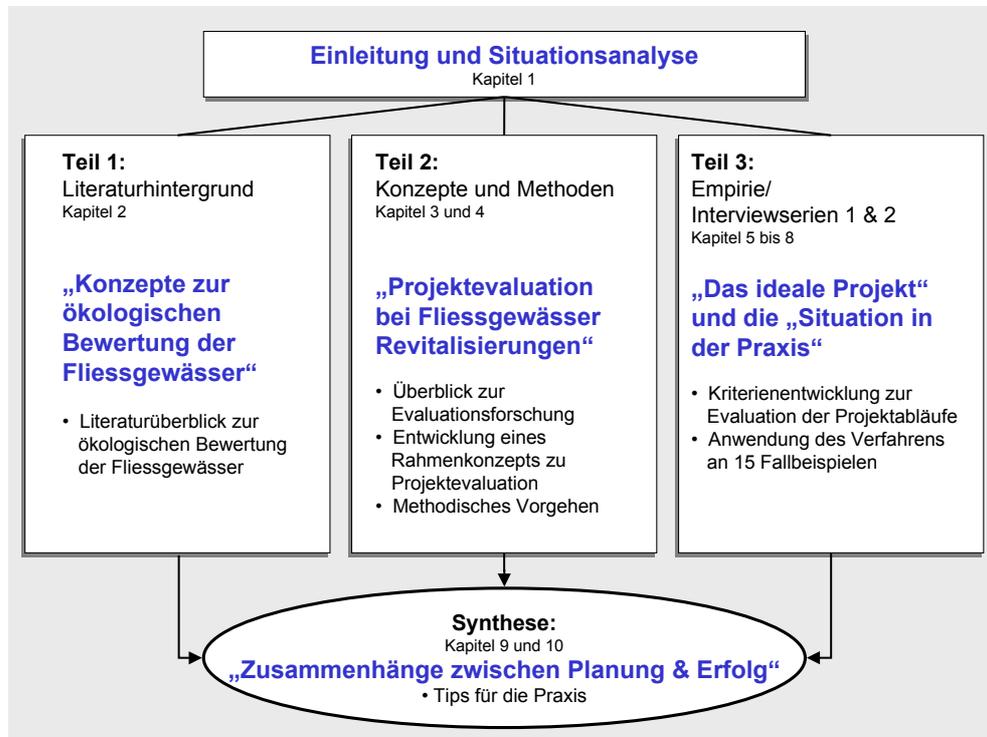


Fig. 1-12: Aufbau der Arbeit

Der erste Teil (Kap. 2) untersucht holistische, repräsentative und multiple Modelle der Fließgewässer Bewertung und liefert damit eine konzeptionelle Basis, um die *ökologischen Aspekte* der Fließgewässer Revitalisierungen besser einordnen zu können. Dies ist notwendig, um im späteren empirischen Teil überhaupt eine Bewertung der ökologischen Wirkung der Fallbeispiele durchführen zu können.

Der zweite Teil der Arbeit geht auf allgemeine Aspekte der *Evaluationsforschung* ein und erläutert in Kap. 3 grundlegende Prinzipien, die in anderen Disziplinen entwickelt und im Rahmen dieser Arbeit an die Bedürfnisse des Fließgewässer Managements angepasst wurden. Auf diese Weise entstand ein neues Konzept zur Evaluation von Revitalisierungsprojekten, das am Ende des Kap. 3 präsentiert wird. Im Anschluss stellt das Kapitel 4 alle methodischen Aspekte dieser Arbeit vor. Es erläutert insbesondere, wie das Evaluationskonzept mit Hilfe zweier unabhängiger Interviewserien sowie mit Hilfe der Fallstudientechnik weiter verfeinert und an fließgewässerspezifische Fragen angepasst werden konnte.

Diese empirische Weiterentwicklung und Überprüfung des Konzepts ist in Teil 3 (Kap. 5 bis 7) dargestellt. Eine erste Interviewserie mit sogenannten „alten Hasen“ aus dem Revitalisierungsgeschäft lieferte die Kriterien und Bewertungsmerkmale für alle Variablen, die den Projek-

terfolg erklären können. Diese erklärenden Variablen geben Auskunft darüber, wie ein möglichst gut organisiertes Revitalisierungsprojekt ablaufen sollte, um eine hohe Chance auf Erfolg zu erzielen. Die Darstellung eines solch „idealen Projektablaufs“ ist Gegenstand des Kapitel 5. Anhand einer zweiten unabhängigen Interviewserie sowie anhand der Projektunterlagen aus 15 Fallbeispielen wurden diese „idealen Prozessvariablen“ auf ihre Praxistauglichkeit getestet (Kap. 6). Kapitel 7 analysiert schliesslich den Erfolg der 15 Fallbeispiele anhand der drei Erfolgsvariablen „ökologische Wirkung“, „Umsetzungseffizienz“ und „Akzeptanz“.

Ob Zusammenhänge zwischen einem guten Projektablauf und einem hohen Projekterfolg bestehen und welche dieser Zusammenhänge von grosser Bedeutung für die Praxis sind, ist Gegenstand des abschliessenden Synthesekapitels (Kap. 8). Die gewonnenen Ergebnisse über die Qualität der Fallbeispiele sowie die langjährigen Erfahrungen der Fachleute sind schliesslich in einer kurzen „Orientierung für die Praxis“ zusammengefasst. Diese geht auf Stolpersteine und Chancen für zukünftige Projekte ein und erläutert die Gründe und Ursachen, die für erfolgreiche oder weniger erfolgreiche Projektabläufe verantwortlich zu machen sind (Kap. 9).

Im Laufe der nächsten Kapitel sollen somit folgende Ziele erfüllt werden.

1.8 Ziele der Arbeit

- 1 Eine aktuelle Literaturanalyse zum Thema Fliessgewässer Bewertung sollte einen umfassenden Überblick über die gewässerbiologischen Grundlagen liefern, die zur Entwicklung eines Evaluationsschemas von zentraler Bedeutung sind.
- 2 Aufgrund dieser Ergebnisse soll ein Rahmenkonzept entwickelt werden, das die Evaluation individueller Projektabläufe ermöglicht.
- 3 Die Kategorienbildung sowie die Ausbildung der Bewertungsklassen soll anhand der langjährigen Erfahrung unabhängiger Expertinnen und Experten ermittelt werden. Diese sollten in unterschiedlichen Funktionen im Bereich des Fliessgewässer Managements tätig sein, um eine möglichst umfassende Gültigkeit der Kriterien zu gewährleisten (Personen aus der Projektleitung und -planung, der Wissenschaft, dem Bereich Mediation und der Umsetzung bzw. des Gesetzesvollzugs).
- 4 Eine Überprüfung des Prototyps des Evaluationsverfahrens soll mit Hilfe einzelner Fallbeispiele aufzeigen, wo in der Praxis vorbildliche Lösungen realisiert wurden bzw. wo noch immer Hindernisse vorhanden sind.
- 5 Anhand der einzelnen Fallbeispiele soll ausserdem qualitativ untersucht werden, ob ein Zusammenhang zwischen einer guten Planung und Durchführung der Projekte und ihrem Erfolgsgrad besteht. Ebenso sollen Ursachen und Gründe aufgezeigt werden, die den Erfolg oder Misserfolg der Projekte erklären können.
- 6 Aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse sollen Tipps für zukünftige Projekte ermittelt werden.

Literaturüberblick

2 Konzepte zur Bemessung und Bewertung des ökologischen Zustands

Das folgende Kapitel über konzeptionelle Ansätze der Fließgewässer Bewertung spielt für die gesamte Arbeit eine zentrale Rolle. Diese Analyse der ökologischen Bewertungsverfahren veranschaulicht die theoretische Basis, mit der eine ökologische Einschätzung einzelner Revitalisierungen, so wie sie im nachfolgenden empirischen Teil durchgeführt wird, überhaupt möglich ist. Die vorgestellten Methoden sind somit immer dann relevant, wenn es beispielsweise um die Qualitätsbeurteilung von Voruntersuchungen geht, um die Gestaltung eines ökologischen Monitoring Programms oder um die Einschätzung ökologischer Erfolgskontrollen. Da sich dieser Aspekt wie ein roter Faden durch alle folgenden Kapitel zieht, nimmt die nachfolgende Literaturstudie einen überproportional grossen Anteil innerhalb der gesamten Arbeit ein. Sie erfüllt dabei mehrere Aufgaben: Erstens liefert sie die notwendigen theoretischen Hintergrundinformationen, um die Analyse der praktischen Fallbeispiele im empirischen Teil besser einordnen zu können. Zweitens strukturiert sie die Vielzahl der veröffentlichten Methoden in ähnliche Gruppen und gibt somit einen Überblick über den „Dschungel der ökologischen Bewertungsansätze“. Nur so erscheint eine objektive Beurteilung der Praxisbeispiele sinnvoll. Drittens liefert sie eine systematische Bewertung der theoretischen Konzepte unter ökologischen *und* unter pragmatischen Gesichtspunkten. Diese Information dient im Schlussteil der Arbeit dazu, sowohl unter wissenschaftlichen als auch unter pragmatischen Gesichtspunkten „Tips für die Praxis“ abzuleiten.

Ecosystem health als Grundlage

Ökosysteme sind hoch komplexe und stark vernetzte Systeme. Um ein solches System adäquat beschreiben und bewerten zu können, sind vereinfachende Modellansätze notwendig. Daraus ergibt sich aus Sicht des Gewässermanagements jedoch ein Dilemma: je umfassender die Modellansätze die Komplexität der Gewässerökosysteme abbilden, desto aufwendiger wird deren Untersuchung (Harper et al., 1995). Oftmals sind aufwendige Untersuchungen jedoch aus technischen oder finanziellen Gründen nicht möglich. Je nach Gewichtung der pragmatischen oder der naturgerechten Sichtweise entwickelten sich im Gewässermanagement unterschiedliche „Bewertungsschulen“. Die wichtigsten dieser Ideen werden im folgenden diskutiert und unter den Begriffen „holistische Modelle“, „multiple Modelle“ und „repräsentative Modelle“ zusammengefasst (vgl. Fig. 2-1).

Trotz der unterschiedlichen Grundannahmen ist den Erklärungsmodellen jedoch eine Zielrichtung gemeinsam. Im Zentrum der Betrachtung steht die Charakterisierung der ökologischen Integrität der Gewässer, die häufig auch unter dem metaphorischen Begriff „ecosystem health“ zusammengefasst wird. Bereits in den 70er Jahren wurde in den USA mit der „Clean Water Act“ gefordert, die „natürliche Struktur und Funktion der Gewässer“ zu bewerten¹ (Davis, 1995) und gegen Ende der

¹ Nach Carris (1977) zitiert in Davis (1995) ist biologische Integrität „the maintenance of community structure and function characteristic of a particular locale or deemed satisfactory to society“. Nach Frey (1997) zitiert in Davis (1995) ist biologische Integrität „the capacity of supporting and maintaining a balanced, integrated, adaptive community of organisms having a composition to that of the natural habitats and region“.

80er erlebte die Idee der „ecosystem health“ Bewertung einen regelrechten Boom (Rapport, 1989; Schaeffer et al., 1988). Im Jahr 1988 gründete sich eine eigene Task Force, um die „ecosystem health assessments“ zu diskutieren und im Juli 1990 fand das erste Symposium „on Aquatic Ecosystem Health“ statt (Munawar, 1992). Die Thematik war in dieser Zeit von solch grossem Interesse, dass sich 1992 ein eigenes „Journal of Aquatic Ecosystem Health“ etablierte (Vallentyne, 1992; Vollenweider, 1992). Im Jahr 1993 versuchten namhafte Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler auf einem NATO Workshop die Idee der *ecosystem health* auch auf grossskalige Probleme der Ökosystemforschung und Bewertung anzuwenden (Rapport et al., 1995). Seit dieser Zeit hatte der Begriff *ecosystem health* auf die Entwicklung der Bewertungs- und Entscheidungsinstrumente des Gewässermanagements einen starken Einfluss – wenngleich auch mit sehr unterschiedlichen Schwerpunkten und durchaus kontrovers diskutiert (Constanza, 1992; Jungwirth et al., 2002; Kelly & Harwell, 1990; Mageau et al., 1995; Rapport et al., 1999; Simberloff, 1998; Wikins, 1999).

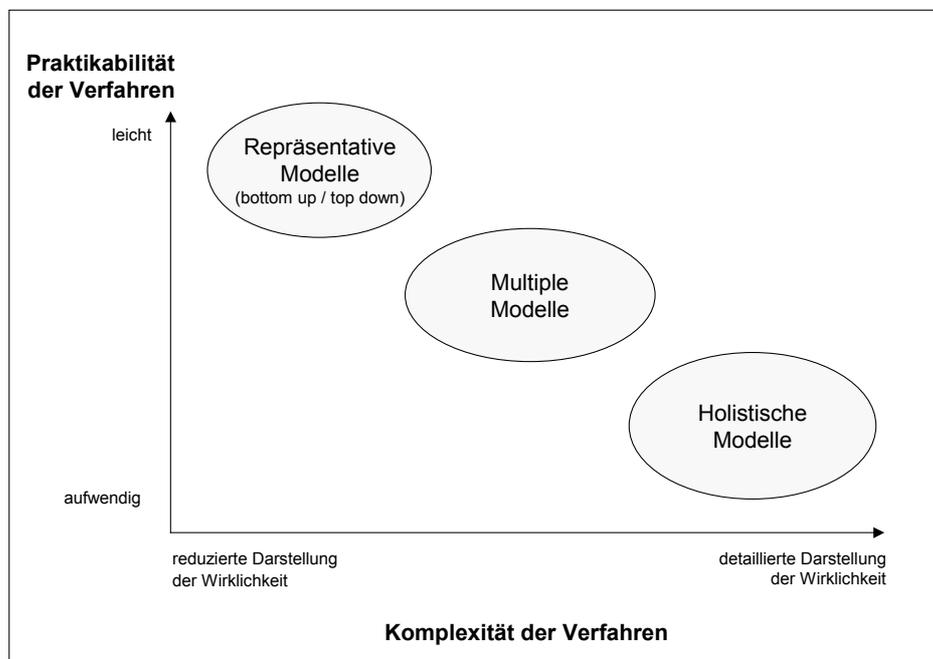


Fig. 2-1: Klassifizierungsschema zur Unterscheidung unterschiedlicher Bewertungsmodelle die versuchen, die ökologische Integrität oder „the ecosystem health“ zu bemessen (Details vgl. Text).

Inzwischen gilt der Ansatz zumindest dann als sinnvoll, wenn gesellschaftsrelevante Projekte und Managemententscheidungen betroffen sind (Boulton, 1999; Bunn & Davies, 2000; Fairweather, 1999; Jungwirth et al., 2002; Rapport & Moll, 2000; Xu et al., 1999). Interessanter Weise zieht sich jedoch trotz dieses Konsens die Diskussion über eine *einheitliche Definition* des Begriffs *ecosystem health* wie ein roter Faden durch die Literatur. Unterschiedliche und ebenfalls kontroverse Definitionen des Begriffs finden sich von den Veröffentlichungen der frühen 80er Jahre bis hin zu aktuellen Publikationen z.B. (Boulton, 1999; Constanza, 1992; Karr, 1981; Norris & Hawkins, 2000; Norris & Thoms, 1999; Rapport, 1989). Wie in Rapport (1995) zusammengefasst ist,

gründen sich viele der Definitionen auf die „kumulativen Auswirkungen“ oder Effekte innerhalb eines Ökosystems, die durch Stress verursacht sind. Andere Definitionen fokussieren auf die Stressursache selbst (z.B. im Sinne von Risikoabschätzungen). Wieder andere legen den Schwerpunkt auf die Beschreibung des ökologischen Zustands der Systeme, der sich unter Stress verändert (z.B. die ökologische Integrität, einzelne Schlüsselindikatoren oder zunehmende „distress“ Symptome). Zusätzlich wurde besonders in den letzten Jahren betont, dass neben den physikalisch-chemischen und biologischen Parametern auch sozio-ökonomische Konzepte in die Bewertung der *ecosystem health* mit einfließen sollten z.B. (ISEH, 2001; Karr, 1999; Meyer, 1997). Dies erschwerte die Konsensbildung zu einer einheitlichen Definition erneut. Weiterhin fehlen also nach wie vor „gut entwickelte, effiziente und effektive Kriterien“, mit denen die Messung der *ecosystem health* sowie der Umsetzung geeigneter Managementstrategien erfolgen könnte (Kappelle, 2000). Aufgrund der grossen Definitionsvielfalt, legt der Übersichtsartikel von Mageau et al. (1995) indirekt die Notwendigkeit nahe, eine einheitliche Struktur zu schaffen, um die verschiedenen Bewertungsansätze sinnvoll analysieren zu können.²

Begriffsklärung

Zu diesem Zweck werden im folgenden die wichtigsten theoretischen Erklärungskonzepte vorgestellt, die zur Bemessung des Begriffs *ecosystem health* gebraucht werden. Das hier entwickelte Analyseschema orientiert sich an der zunehmenden Komplexität und Destillierungsgrad der „Bewertungsschulen“ sowie am ebenfalls zunehmenden Aufwand während ihrer praktischen Anwendung (Fig. 2-1). Es dient später der empirischen Analyse der Fallbeispiele. Um sprachliche Missverständnisse zu vermeiden, werden die Ökosysteme anhand von „Teilaspekten“, „Indikatoren“ und „Attributen“ bzw. „Messungsgrößen“ analysiert. Sie sind wie folgt definiert (Fig. 2-2).

Vorgestellt ist jeweils

- eine kurze, allgemeine Beschreibung des Bewertungskonzepts,
- eine Vorstellung unterschiedlicher Anwendungsbeispiele,
- eine Vorstellung des jeweiligen Bemessungsprinzips zur Ermittlung der ökologischen Funktionsfähigkeit sowie
- eine kritische Analyse der Methoden a) in Bezug auf die ökologische Relevanz der Verfahren und b) in Bezug auf deren praktische Anwendung.

² Unfortunately, for each of the definitions of ecosystem health or integrity there are many methods of measuring or quantifying the particular symptoms of distress, resulting in an inordinate number of ecosystem health indicators. They range from single-species to measures of biodiversity to system level measures of ecosystem structure, function, and organization to very broad measures that go beyond the biophysical realm and include human and socioeconomic aspects (Mageau et al., 1995).

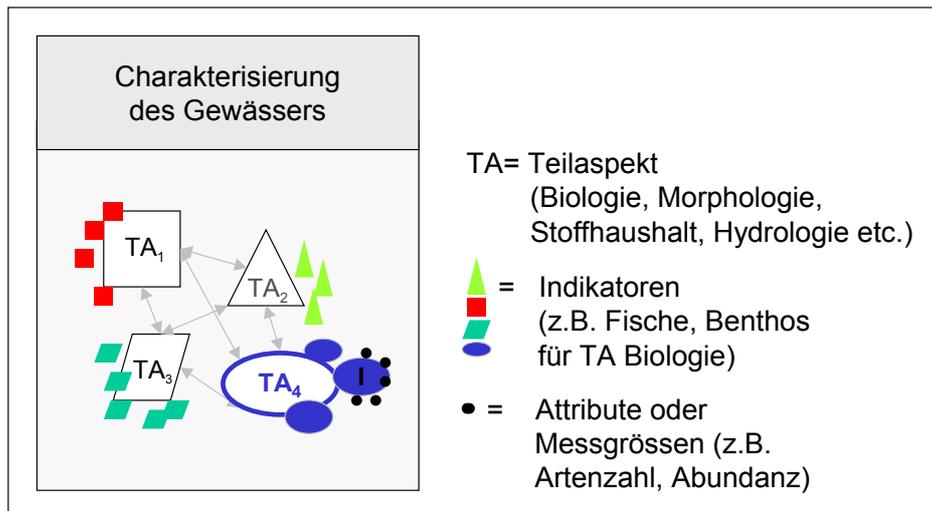


Fig. 2-2: Definitionsgrundlage zur Charakterisierung eines Gewässerökosystems: In den nachfolgenden Kapiteln werden jeweils Teilaspekte (TA), Indikatoren und Attribute bzw. Messgrößen unterschieden. Die Symbolik der nachfolgenden Figuren entspricht der oben gewählten Darstellung.

Teilaspekte Innerhalb eines bestimmten Gesamtsystems stehen unterschiedliche Teilaspekte miteinander in Wechselwirkung. Diese können durch spezifische *Strukturen und Prozesse* beschrieben werden. Teilaspekte wären z.B. die Morphologie, Hydrologie, Biologie. Die Auswahl relevanter Teilaspekte sollte an die individuelle Bewertungssituation der Projekte angepasst sein. Für sie sind operationale Teilziele zu formulieren, wie z.B. der Erhalt einer naturnahen Gewässerbiozönose oder die der Erhalt eines intakten Stoffaustausches.

Indikatoren Um das Gesamtsystem bzw. die Teilaspekte repräsentativ zu erfassen sind Indikatoren notwendig. Diese können alleine stehen oder in Indikatorsystemen bzw. Indices zusammengefasst sein. Sie beschreiben den ökologischen Zustand in einem zeitlich und räumlich Bezug. Sie vereinfachen und verdichten damit eine Vielzahl von Informationen zu einem repräsentativen, verständlichen und nach Möglichkeit quantifizierbaren Wert. Der Zustand des Umweltaspekts Biologie wäre beispielsweise über strukturelle Indikatoren, wie den Zustand der Population der Säugetiere, Fische, Pflanzen usw. zu bestimmen. Er könnte aber auch über funktionelle Aspekte wie den Erhalt einer natürlichen Produktionsrate oder natürlicher Stoffflüsse charakterisiert werden.

Attribute und Messgrößen Zur Bemessung der Indikatorwerte sind spezifische Attribute und Messgrößen notwendig. Messgrößen zur Erfassung des oben genannten „Zustands der Populationen“ sind im klassischen strukturellen Sinn Attribute wie der „Artenreichtum“, d.h. beispielsweise die Anzahl aller Arten, die Anzahl spezifischer Arten, das Verhältnis bestimmter Arten zueinander usw. Eine kritische Auswahl aussagekräftiger Attribute und Messgrößen ist zentral, um die Wirkung der Revitalisierungsmaßnahmen seriös ermitteln zu können. Diese Größen müssen v.a. verlässlich auf menschliche Nutzung reagieren und über einen grossen Einflussbereich systematische Veränderungen in Abhängigkeit zur menschlichen Nutzung anzeigen.

2.1 Holistische Modelle zur ökologischen Charakterisierung der Gewässerökosysteme

Theoretisches Erklärungsmodell

Die Gesamtfunktion eines Ökosystems ist mehr als die Summe aller systemrelevanten Einzelkomponenten. Daher sollte die Integrität des Systems auch als Ganzes bemessen und bewertet werden. Alle Modelle, die diesem Erklärungsmuster folgen, werden im folgenden unter der Kategorie „holistische Modelle“ zusammengefasst. Aufbauend auf die ersten Gedanken der GAIA Hypothese (Lovelock, 1972; Lovelock, 1991), werden Ökosysteme – also auch die Gewässersysteme – einem Organismus gleich, als selbstregulatorische Systeme angesehen (Norris & Thoms, 1999; Rapport, 1989). Erfolgreiche Bewertungs- und Managementkonzepte, so die zugrunde liegende Philosophie, sollten sich ebenfalls auf diese regulatorischen Eigenschaften des gesamten „Organismus Fließgewässer“ beziehen. In der Regel werden hierzu Indikatoren gewählt, die die „Systemintegrität“ messen, nicht aber auf einzelne spezifische Teilaspekte ausgerichtet sind (Fig. 2-3).

Als wichtige Voraussetzung gilt, dass ein Ökosystem durch einen typischen und optimalen Zustand gekennzeichnet ist (wie Hannon u.a. sagt: "we must assume first that there is some internal goal for the development of an ecosystem, some description of optimal health",). Dabei ist es i.d.R. egal, ob die Methoden auf Gleichgewichtszustände ausgerichtet sind oder sich auf dynamische oder evolutionäre Theorien zum Verhalten der Ökosysteme gründen (Holling, 1987). Unter der Annahme eines optimalen Ziel- oder Entwicklungszustands der Ökosysteme kann die Funktionsfähigkeit des gesamten Systems dann z.B. am Grad gemessen werden, wie schnell und mit welchen Verlusten das System seinen individuell optimalen Zustand erreicht, diesen stabil aufrecht erhalten kann bzw. nach einer Störung wieder in diesen Zustand zurück schwingen kann (Constanza, 1992). Alle Teilaspekte (d.h. alle biotischen und abiotischen Einzelaspekte und damit alle strukturellen und funktionellen Aspekte) sind in diesem umfassenden Prozess integriert. Somit ist auch die Charakterisierung des Gesamtzustands losgelöst von den Einzelkomponenten der Teilaspekte. Analog zu anderen umfassenden Indikatoren, wie z.B. zum Bruttosozialprodukt der Volkswirtschaft, sollen sie vielmehr in einem umfassenden Indikator integriert sein. Als allgemeiner Bewertungshorizont kann exemplarisch die bereits 1949 von Leopold etablierte „Landethik“ angesehen werden: „a thing is right when it tends to preserve the integrity, stability, and beauty of the biotic community. It is wrong when it tends to do the opposite, (Leopold, 1949). Dies kann nach Leopold als "state of vigorous self-renewal" beschreiben werden (Callicott, 1992). Im Rahmen des Gewässermanagements ergeben sich aus diesem holistischen Modellansatz v.a. unter dem Gesichtspunkt der pragmatischen Implementierung spannende Fragestellungen. Im Detail sind hierzu exemplarisch die nachfolgenden Konzepte zu nennen³.

³ Die unterschiedlichen Prinzipien der holistischen Bewertung werden im folg. nur als exemplarische Auswahl vorgestellt. Zu den jeweiligen Konzeptideen existieren i.d.R. verschiedene Varianten, die bei Interesse u.a. bei (Jörgensen & Müller, 2000) detailliert dargestellt sind. Die hier ausgewählten Beispiele dienen als Grundlage der nachfolgenden Untersuchungen. Sie geben eine Einführung in die gängigsten Prinzipien und erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

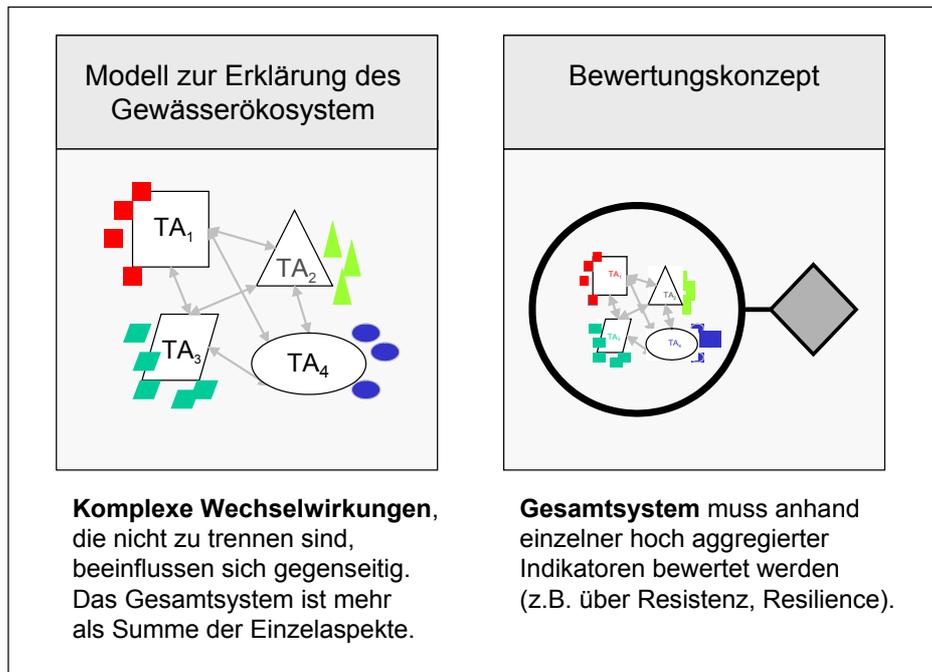


Fig. 2-3: Holistische Modell zur Charakterisierung und Messung des ökologischen Zustands; die Indikatoren, die das Umweltsystem erklären sind nicht identisch mit den Messindikatoren, die eine Beeinflussung messen (Erklärung der einzelnen Symbole, vgl. Fig. 2-2).

2.1.1 Holistische Bewertung aufgrund des Verhaltens der Ökosysteme nach Stresseinwirkung

Reaktion auf Stress- und Störereignisse

Eines der wichtigsten Modelle, die zur Bemessung der ökologischen Funktionsfähigkeit eines gesamten Ökosystems gebraucht werden, bezieht sich auf das Verhalten eines Ökosystems nach *Stresseinfluss*. Hierzu liegen unterschiedliche Ansätze vor, die unter den Aspekten der "recovery ecology" zusammengefasst werden können. Allerdings finden sich unter diesem Aspekt sehr unterschiedliche Konzepte (Gore et al., 1990). Diese reichen vom Wiederherstellen eines ursprünglichen Gleichgewichtszustand, zur Wiederherstellung der ökologischen Funktionen bis hin zur Strukturierung neuer Zustände der Ökosysteme. Im allgemeinen geht es jedoch um die „Resistenz“ eines Ökosystems, d.h. um die Fähigkeit mit der sich ein System äusseren Stresseinflüssen unbeschadet zu widersetzen vermag bzw. um die „Resilienz“, d.h. um die Fähigkeit, sich von vorhandenen Stresseinflüssen schnell und unbeschadet zu erholen. Da Resilienz die Reaktion eines Ökosystems im Anschluss an ein bestimmtes Stress- oder Störereignis charakterisiert, gehen die nachfolgenden Erläuterungen v.a. auf dieses Konzept ein. Aus der Fülle unterschiedlicher Arbeiten zu den Themen "Disturbance", "Resilience" oder "Recovery" entwickelten sich im Laufe der Zeit v.a. zwei Erklärungsansätze (Fig. 2-4), die zum Thema Resilienz von Bedeutung sind (Gunderson et al., 2000).

Engineering resilience „Im mathematischen Sinn ist ein System stabil, wenn es nach einer Störung - und nur dann - in den Gleichgewichtszustand zurück schwingt“ (Pimm, 1984). Diese klassische Definition (nach Gunderson et al., 2000 "engineering resilience" genannt) geht davon aus, dass ein Ökosystem analog zum Zustand des stabilen Gleichgewichts eines physikalischen Systems, immer wieder einen einzigen und stabilen Gleichgewichtszustand anstrebt (Fig. 2-4, oben). Eine solche Definition stellt das *Zurückschwingen* eines Ökosystems ins Zentrum der Betrachtung. Resilienz beschreibt demnach die Fähigkeit, die es einem Ökosystem ermöglicht, „nach der Überwindung einer vorübergehenden Störung wieder die ursprüngliche und charakteristische Ausprägung zu erreichen“ (ÖNORM M6232, 1997) oder in den „eigenen Stationärzustand (steady-state) zurückzukehren“ (Pimm, 1984)⁴. Damit ist auch die Fähigkeit eines Ökosystems eingeschlossen, sich qualitativen Veränderungen so weit zu widersetzen, als dass diese zu einer Veränderung des Charakters oder des Verhaltens des Gesamtsystems führen würden (Levin, 1999).

Ecological resilience Demgegenüber konzentriert sich eine zweite Definition (nach Gunderson et al., 2000 "ecological resilience" genannt) auf einen Zustand der weit entfernt von einem stabilen Stationärzustand liegt. Um das Verhalten eines Ökosystems nach einer Stresseinwirkung zu charakterisieren, bezieht sich diese Definition (in Analogie zum instabilen Gleichgewichtszustand eines physikalischen Systems) auf instabile ökologische Zustände (Fig. 2-4, unten). In solch instabilen Lagen kann ein Ökosystem abrupt von einem alten in ein neues Verhaltensmuster wechseln. Damit akzeptiert die Theorie, dass ein Ökosystem nicht nur einen einzigen Gleichgewichtszustand einnehmen kann, sondern prinzipiell neue Gleichgewichtszustände und damit einen anderen Charakter annehmen kann. Die Arbeiten, die sich auf diesen Ansatz beziehen, betrachten Ökosysteme als „komplexe, nicht lineare und dynamische Systeme“, in denen nicht garantiert ist, dass spezifische Eckwerte (z.B. die Abundanz der Arten) auch nach einer Störung die selben Werte zeigen wie vor der Störung (Power, 1999). Somit ist Resilienz in diesem Fall über das Ausmass einer Störung definiert, die nötig ist, um ein Ökosystem von einem ursprünglichen Gleichgewichtszustand in einen neuen zu führen (Gunderson et al., 2000).

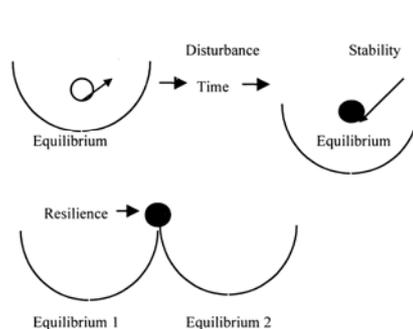


Fig. 2-4: Schematische Darstellung zur Illustration zweier grundsätzlich unterschiedlicher Definitionen der Resilienz. Oben die sog. "engineering resilience", die sich auf das Zurückschwingen in einen einzigen und stabilen Gleichgewichtszustand konzentriert; unten die sog. "ecological resilience", die mehrere Gleichgewichtszustände akzeptiert und mehr auf die Übergänge zwischen einem alten und einem neuen Gleichgewichtszustand fokussiert ist nach (Gunderson et al., 2000), Abbildung im Original übernommen.

⁴ Resilience: Units of time; characteristic return time is time taken for a perturbation to return to 1/e (~37% of initial value; Pimm 1984, p.322).

Bemessungsprinzip

Je nach Schwerpunkt der Definition ergeben sich in der Folge unterschiedliche Ansätze zur Bemessung des ökologischen Zustands. Die klassische Annahme der "engineering resilience" legt mit dem Gleichgewichtszustand zur Bemessung der *ecosystem health* die Erholungszeit (R_T) sowie das maximale Ausmass einer Störung (MS) zugrunde, von dem sich ein Ökosystem nach der Störung gerade noch erholen kann (nach Constanza et al., 1998; Mageau et al., 1995 ist Resilienz = MS/R_T ; vgl. Fig. 2-5). Als Indikatoren dieser Funktion werden in der Literatur sehr verschiedene Messgrößen eingesetzt⁵. Diese reichen von einzelnen Schlüsselarten (z.B. Phytoplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos, Fische; Niemi et al., 1990) über die Vitalität des Systems (z.B. ausgedrückt in Aktivität oder Metabolismus) bis hin zum Organisationsgrad oder der Ascendancy (Constanza et al., 1998; Mageau et al., 1995; s.u.). In der klassischen Definition zeigt ein Ökosystem somit mehr Resilienz, je grösser die Widerstandskraft ist, um einem maximalen Stresseinfluss zu trotzen und je schneller der ursprüngliche Ausgangszustand wieder erreicht werden kann. Daraus folgt, dass zur Zustandsbestimmung eines Ökosystems auf jeden Fall ein Störereignis erforderlich ist (prinzipiell könnte dieses auch künstlich herbeigeführt werden). Ebenso notwendig ist ein Referenzsystem, auf das sich das Untersuchungssystem bezieht. Aus dem Vergleich zwischen dem Verhalten beider Systeme ergibt sich der ökologische Ist-Zustand des untersuchten Systems. Wie bereits erwähnt, existiert in dieser klassischen Definition der Resilienz nur ein einziger Gleichgewichtszustand, multistabile Zustände kommen nicht vor.

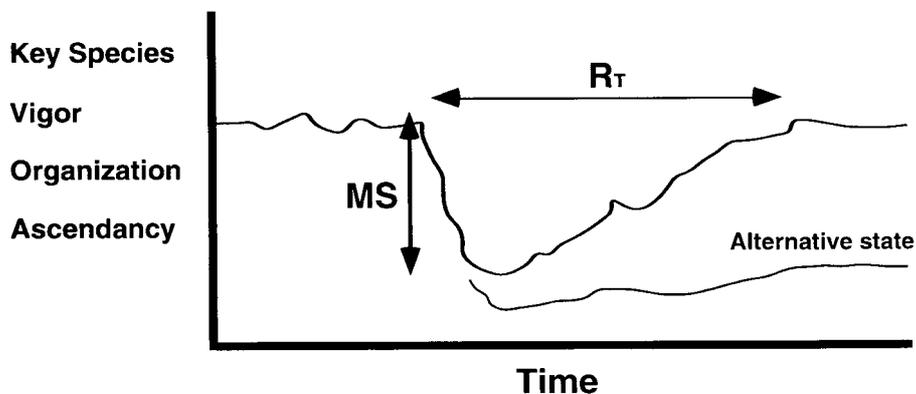


Fig. 2-5: Bemessung der ökologischen Funktionsfähigkeit eines Ökosystems anhand der klassischen Definition der Resilienz. (Resilienz = Maximales Ausmass der Störung, von der sich ein Ökosystem wieder erholen kann (MS)/ Erholungszeit bis Steady-State-Zustand wieder erreicht ist (R_T); nach (Constanza et al., 1998; Mageau et al., 1995). Der untere Kurvenverlauf skizziert im klassischen Sinn der Resilienz ein Ökosystem, das sich bei gleicher Störung nicht vollständig von der Stresseinwirkung erholen kann und damit keine Resilienz aufweist.

⁵ The proposed regulatory end points indicating a recovered ecosystem are as variable as the research conducted to establish them (p. 758; Gore et al., 1990).

Wird dagegen angenommen, dass Ökosysteme im Laufe der Zeit natürlicherweise starken und unerwarteten Stör- und Veränderungsprozessen ausgesetzt sind, so führt dies, wie oben erläutert, zu mehreren Gleichgewichtszuständen. Aufgrund einer solchen Annahme muss folglich auch die Bemessung der *ecosystem health* anders aussehen, als wenn nur ein einziger Gleichgewichtszustand akzeptiert ist. Wie in Fig. 2-6 dargestellt, geht die Theorie der "ecological resilience" deshalb davon aus, dass die Veränderungen der Ökosysteme sowie das Erreichen neuer Gleichgewichtszustände einem bestimmten Muster analog dem „adaptiven Zyklus“ nach (Holling, 1992) folgt: auf den erst vor kurzer Zeit gestörten Flächen breiten sich innerhalb der Ausbreitungsphase (*exploitation phase*) sehr schnell und erfolgreich sogenannte Pionierarten (*r*-Strategen) aus. Das System speichert in diesem Zustand wenig Energie und Nährstoffe und hat einen niedrigen Organisationsgrad. Im Anschluss an diese Phase lösen *K*-Strategen die ursprüngliche Pioniergesellschaft ab und die Struktur des Ökosystems wird komplexer. Innerhalb dieser Phase (*conservation phase*), die in einem Klimaxstadium endet, ist das System immer mehr und mehr vernetzt. Energie und Nährstoffe sammeln sich an und werden im System gespeichert. Durch einen Prozess der „kreativen Zerstörung“ in der Freisetzungsphase (*release phase*), die durch Feuer, Hochwasser usw. ausgelöst sein kann, kommt es zur abrupten Veränderung des Systems sowie zur Freisetzung der Energie- und Stoffspeicher. In der Reorganisationsphase (*reorganization phase*) schliesslich werden diese freigesetzten Stoff- und Energievorräte neu organisiert, so dass sie einer erneuten Besiedlung der *r*-Strategen zur Verfügung stehen.

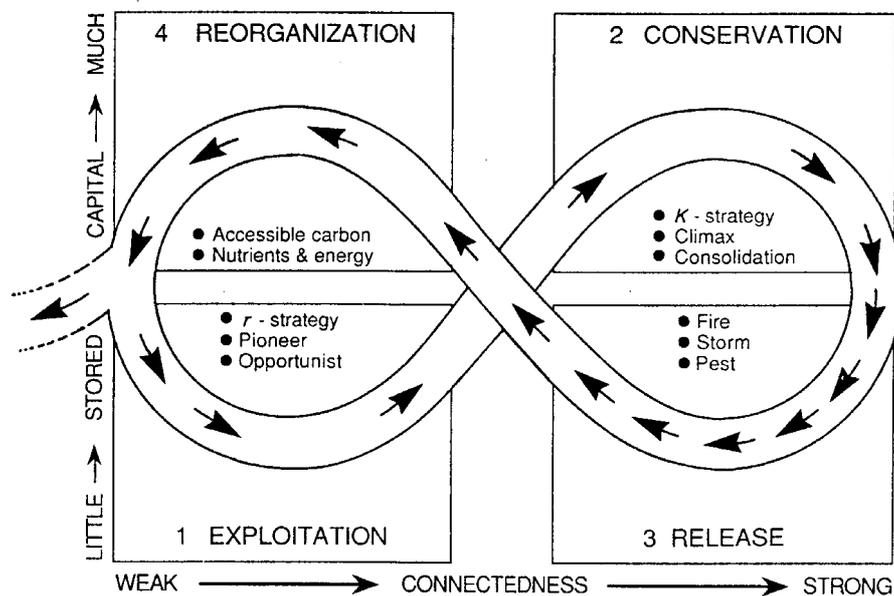


Fig. 2-6: Schematische Darstellung des "adaptive cycle of system dynamics" nach (Holling, 1987; Holling, 1992). Die Pfeile repräsentieren die Geschwindigkeit, mit der ein Ökosystem die unterschiedlichen Phasen 1-4 durchläuft ("exploration", "conservation", "release bzw. creative destruction" und "reorganization bzw. mobilization"). Der Ausgang des Zirkels auf der linken Seite zeigt den Status an, an dem ein Ökosystem am leichtesten von einem alten in einen neuen Gleichgewichtszustand kippen kann. Entsprechend der Definition nach (Gunderson et al., 2000) beschreibt "ecological resilience" den Zustand, so lange ein Ökosystem die vier Phasen des adaptiven Zyklus durchlaufen kann, ohne in einen neuen Zustand zu kippen.

Typischerweise sind die vier Phasen des adaptiven Zyklus zeitlich unterschiedlich, wobei die Phasen "exploitation" und "conservation" eher lang dauern, die "release" und "reorganization" Phasen hingegen eher kurzfristige Ereignisse darstellen. Jedes Ökosystem hat nach Ansicht von (Gunderson et al., 2000) seine eigene zeitliche und räumliche Dynamik.⁶ Um dieses Modell der Resilienz als Bemessungsgrundlage zur Ermittlung der „ecosystem health“ zu nehmen, müsste folglich der zeitliche und räumliche Charakter des adaptiven Zyklus eines natürlichen Ökosystems mit dem eines gestörten Systems verglichen werden.

Wie geeignet ist das Konzept zur recovery?

Aufgrund ihrer grossen stofflichen und energetischen Durchflussraten besitzen Fließgewässer ein sehr hohes Selbstreinigungspotenzial sowie eine hohe natürliche Potenzial, um sich von Stress- und Störereignissen zu erholen. Viele dieser grundlegenden Beobachtungen zum Thema sind bereits historisch dokumentiert und reichen bis weit ins letzte Jahrhundert zurück. Wegweisend waren in diesem Zusammenhang die Untersuchungen an den grossen europäischen Flüssen, wie z.B. an Themse oder Rhein, die dokumentieren, dass sich die Ökosysteme von massiven ökologischen Schäden erstaunlich gut und relativ schnell erholen konnten (Allan, 1995; Cairns, 1990; Wieriks, 2000). Es liegt somit geradezu auf der Hand, das Phänomen der Erholung (*recovery*) zur Bemessung des ökologischen Zustands des Gesamtsystems zu nutzen. Allein in dem Übersichtsartikel von Niemi et al. (1990) werden 164 Fallbeispiele aus den USA untersucht, in denen Kennzeichen der "recovery" zur Bemessung des ökologischen Zustands herangezogen wurden. Die Reaktion der Ökosysteme ist in vielen Fällen als erstaunlich schnell, v.a. wenn es sich um kurzfristige Störereignisse (wie in den meisten Fällen um chemische Belastungen) handelte. Sind bestimmte Voraussetzungen⁷ optimal gegeben, so kann angenommen werden, dass 40-60% der Arten innerhalb des ersten Jahrs nach einer Störung und bis zu 95% bis zum dritten Jahr nach einer Störung sich wieder etablieren können (Cairns, 1990).

Indikatoren

Allerdings (und dies trifft für die beiden Definitionen der Resilienz zu) werden zur Bemessung der Reaktion auf ein Stressereignis i.d.R. keine wirklichen systemintegrierenden Indikatoren gebraucht. Im Gegenteil konzentrieren sich viele der Arbeiten eindeutig auf Indikatoren und Attribute, welche die Zustände oder Verhalten der biologischen, physikalischen oder chemischen Teilaspekte des gesamten Ökosystems beschreiben (zur Definition der Begriffe Indikator und Attribut: vgl. Fig. 2-2). Wird das Konzept der "recovery" mit Hilfe solcher Messgrössen zur ökologischen Zustandsbestimmung gebraucht, so kann man nicht mehr von einem holistischen Bewertungsansatz im Sinne der oben aufgeführten Definition sprechen, in dem "the system's overall performance" (Constanza, 1992) im Mittelpunkt steht.

⁶ In nature, there is a nested set of such cycles, each occurring over its own range of scales. [...] The result is an ecosystem hierarchy, in which each level has its own distinct spatial and temporal attributes (Gunderson et al., 2000), p.391.

⁷ Dazu zählen: Existence of nearby epicenters (e.g. tributaries), transportability or mobility of dissemules (spores eggs, larvae etc), good conditions of the habitat following pollutional stress, no presence and persistence of residual toxicants, normal chemical-physical environmental quality and potential of management agencies or other organizations to assist in remediation of the damaged area (Cairns, 1990).

Es ist ausserdem nach wie vor so, dass es keine einheitliche Definition für die Begriffe Stabilität, Resistenz oder Resilienz gibt. Entsprechend unterschiedlich sind auch die Attribute, mit denen versucht wird, diese Ökosystemeigenschaften zu messen. Die meisten klassischen und auf einen Gleichgewichtszustand ausgerichteten Ansätze sind nach Ansicht neuerer Arbeiten ungeeignet, um Resistenz und Resilienz auf dem Niveau der Ökosysteme zu verstehen (Loreau et al., 2001). Dies ist ein Defizit, das bereits in den 60er Jahren beklagt wurde und bis heute nicht befriedigend gelöst ist (Loreau et al., 2001; Paine, 1969).

Referenz Ebenso problematisch ist die Auswahl einer sinnvollen Referenz. Da die meisten Fließgewässer starken und natürlichen Schwankungen unterworfen sind, darf die Bemessung einer „gesunden“ oder „kranken“ Resilienz nur in der Kenntnis der natürlichen, grossen räumlichen und zeitlichen Varianz des jeweiligen Gewässertyps erfolgen (Chapman, 1999; Gore et al., 1990; Niemi et al., 1990). Da dies theoretisch sowohl eine ungestörte Referenz wie auch eine nicht renaturierte Kontrollstelle erforderlich macht, dürfte der Ansatz in der Praxis (zumindest in vielen der stark anthropogen überformten Fließgewässerlandschaften) zu einem nahezu unlösbaren Problem werden. Eine Folge dieser Tatsache sind oft unzureichende und subjektive Einschätzungen zur Referenz. Diese beziehen sich entweder auf einzelne upstream oder downstream Bereiche, auf die besten zur Verfügung stehenden möglichen Referenzgewässer in einem anderen System oder schlicht auf eine verbale Beschreibung einzelner Personen (Niemi et al., 1990). Erschwerend kommt hinzu, dass der Erholungsprozess eines Ökosystems meist ein langjähriger Prozess ist. Um ein verlässliches Bewertungsergebnis zu erhalten, erfordert dies ein aufwendiges Monitoringprogramm. Ebenso ist es oft schwierig, in der Planungsphase einen genauen Zeitpunkt festzulegen, ab dem der Erholungsprozess tatsächlich abgeschlossen ist, da dieser sehr stark von der Art und Intensität der Störung abhängt (Gore et al., 1990; Power, 1999). Je nach Typ der Störung kann sich ein Ökosystem sehr schnell (im Falle von pulsartigen Störereignissen innerhalb weniger Wochen oder Monate) oder nur extrem langsam (im Fall von Dauerstörungen nahezu gar nicht) erholen (Niemi et al., 1990).

Zusammenfassend ist die „recovery“ Theorie als Bemessungsmodell somit v.a. für typische „pulse disturbance“ (wie Chemieunfälle oder zeitlich begrenzte hydrologische oder toxische Störungen) geeignet. Da heute jedoch viele unserer Fließgewässer weniger stoffliche Belastung, sondern in erster Linie durch die Veränderungen der ursprünglichen Habitatstruktur gekennzeichnet sind, wird eine Anwendung des Konzepts erschwert. Nach Niemi et al. (1990) zählt beispielsweise die Begrädigung der Gewässersysteme zu den typischen Beispielen der „press disturbance“, was allein schon eine generelle Bewertung aufgrund der recovery Theorie für die meisten unserer Fließgewässer ausgesprochen schwer macht. Daher sollten zumindest so lange alternative Bemessungsmethoden angewandt werden, bis wirklich verlässliche und pragmatische Methoden zur Messung und Bewertung der holistischen Prozesse vorliegen - dies selbst dann, wenn mit dieser „provisorischen Lösung“ keine vollständige und systemumfassende Beschreibung der Gewässersituation möglich ist (Muhar & Jungwirth, 1998).

2.1.2 Holistische Bewertung aufgrund der Grösse und Organisationsstruktur der Ökosysteme

*Ascendancy –
Mass für die Grösse und
den Entwicklungsstand*

Um dem Systemgedanken der Ökosysteme gerecht zu werden, versucht das „Ascendancy-Konzept“⁸ v.a. zwei Gesichtspunkten gerecht zu werden: (a) dem Wachstum und (b) der Entwicklung eines Ökosystems⁹. Nach Ulanowicz (1992) ist ein gesundes Ökosystem durch eine klare Entwicklungsrichtung gekennzeichnet, die immer einer inneren Richtung folgt. Unter Entwicklung (wörtlich „development“) wird hier Sukzession verstanden. Dabei steht die Tatsache im Mittelpunkt, dass Ökosysteme vielfach gekoppelte und stark reflexive Systeme sind. Im Ascendancy Konzept spielt folglich v.a. die Beschreibung und Qualifizierung *autokatalytischer Ökosystemprozesse* eine zentrale Rolle. Autokatalyse ist ein Phänomen der Ökosysteme, welches unterschiedliche Systemkomponenten in zyklischen Stoff- und Energieflüssen (weder rein mechanisch noch vollständig stochastisch) miteinander verbindet. Die Stoff- und Energieflüsse können externe Einträge, Umwandlungsprozesse durch die Nahrungsketten sowie Verluste durch Export oder Respiration sein. Aufgrund dieser speziellen Form des positiven Feedbacks kommt es während der Entwicklungsgeschichte eines Ökosystems beispielsweise zu Wachstum, Selektion, Konkurrenz, Emergenz, usw. Erst diese Tatsache ermöglicht Evolution und die erwähnte gerichtete Sukzession. Nach Ulanowicz (2000) können letzten Endes alle Systemeigenschaften durch die zwei Aspekte „Grösse“ und „Entwicklungsstand“ erklärt und mit Hilfe moderner Ansätze der Informationstheorie beschrieben werden. Dabei spielen im Prinzip nur vier zentrale Austauschprozesse eine Rolle, um einen Überblick über den Zustand Gesamtsystems zu erhalten (vgl. Fig. 2-7): 1. Interne Stoff- und Energieflüsse von einem beliebigen Teilbereich (z.B. Uferbereich) zu einem beliebigen anderen Teilbereich (z.B. Freiwasserbereich), 2. der Stoff- und Energieimport von aussen, 3. der Export verwertbaren Materials und Energie von einem Teilbereich in ein anders vergleichbares System sowie 4. die vollständige Umwandlung der Energie und Stoffe in deren Grundformen (=„dissipation“¹⁰). Als „Vergleichswährung“ können dabei sowohl Energie- als auch Stoffeinheiten (wie C-, N-, P-Flüsse) gemessen werden (Ulanowicz, 1997).

⁸ Der Begriff „ascendancy“ wird von verschiedenen Autor/innen unterschiedlich geschrieben. In den Veröffentlichungen der 80er Jahre wird er mit einem e (also ascendancy) geschrieben. Offenbar hat sich in einigen der späteren Publikationen ein Druckfehler eingeschlichen, der sich hartnäckig hält und in den (jeweils identischen) Figuren und Tabellen der nachfolgenden Publikationen auftaucht. Es geht dabei um ein a bei ascendancy, z.B. bei (Constanza, 1995; Constanza et al., 1998; Mageau et al., 1995). Im Text hier wird daher die Originalschreibweise mit e verwendet.

⁹ „Living things grow and develop“ (damit beginnt Ulanowicz sein Buch: Growth and Development (Ulanowicz, 1986; S.1).

¹⁰ „The convention in ecology has been to identify the energetically most degraded state of a vital element (e.g., carbon dioxide or molecular nitrogen, N₂) and exclude that particular form from the system. Any conversions into this base state are regarded as „dissipations“ (Ulanowicz, 1997; p. 58).

Mit Hilfe netzwerkanalytischer Boxmodelle, die nach den Regeln der Informationstheorie verknüpft werden (Fig. 2-8), ist es anschliessend möglich, einen Gesamtüberblick über die Systemzusammenhänge zu gewinnen, ohne dabei nur auf einzelne Teilaspekte zu fokussieren. Damit ist Ascendency der „key index“, mit dem sowohl die Grösse als auch der Organisationsgrad der Netzwerke misst, in denen Austauschprozesse eines Ökosystems stattfinden.

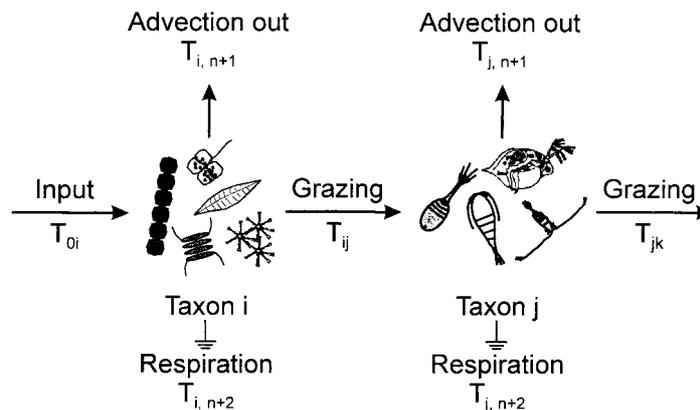


Fig. 2-7: Die vier Austauschprozesse, die prinzipiell gebraucht werden, um die Durchflussraten durch ein Ökosystem im Sinne der Ascendency Theorie zu quantifizieren: (T_{ij}) interner Fluss von einem beliebigen Taxon i zu jedem anderen Taxon j eines n -Teile-Systems. (T_{0i}) externer Eintrag für ein beliebiges Taxon i . $T_{(i,n+1)}$: Export nutzbarer Ressourcen von Einheit i . $T_{(i,n+2)}$ Ressourcenverlust des Systemelements i . (Aus: (Ulanowicz, 1997).

In der Regel konzentriert sich das Konzept dabei auf trophische Beziehungen und quantifiziert das Produkt aus der Grösse des Ökosystems (bzw. seiner Systemaktivität, gemessen in „total system throughput“, vgl. Fig. 2-8) sowie der trophischen Austauschprozesse zwischen den Systemkomponenten (bezogen auf deren Eintrittswahrscheinlichkeiten). Beides ist verknüpft in Analogie an den Begriff der input/output¹¹ Analyse der Wirtschaftswissenschaften. Jede Art der Zunahme der Organisation des Systems kann als Entwicklung angesehen werden. Im Einzelnen sind folgende Aspekte zur Qualifizierung dieser Prozesse notwendig¹² (Abkürzungen vgl. Fig. 2-7): $p(a_i, b_j)$ beschreibt die Wahrscheinlichkeit einer Energie- oder Stoffeinheit, mit der sie den Teilbereich i verlässt und j (T_{ij}) erreicht. Wenn T die Gesamtsumme aller Systemprozesse oder Transfers ist, kann die Wahrscheinlichkeit $p(a_i, b_j)$ durch T_{ij}/T ermittelt werden. Ebenso gilt, die Wahrscheinlichkeit $p(b_j)$, mit der eine Einheit (Energie oder Stoffmenge) das Element j erreicht, kann durch $\sum T_j/T$ beschrieben werden. Die bedingte Wahrscheinlichkeit $p(b_j|a_i)$, dass eine Einheit den Teilbereich j erreicht, nachdem es den Teilbereich i verlassen hat ist annähernd $T_{ij}/\sum T_i$. Wie oben beschrieben, umfasst Ascendency (A) das Produkt aus Systemaktivität, dem „total

¹¹ Input-Output-Analyse: Methode der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung zur Bestimmung der Auswirkungen von Beschäftigungs-, Produktions- und Preisänderungen einer Branche auf die Beschäftigung, Preise, Produktion und Entwicklung anderer nach- und vorgelagerter Branchen. Die Input-Output-Analyse dient insbesondere der Erforschung des Strukturwandels (Fischer Wirtschaftslexikon).

¹² Diese ausgesprochen verkürzte Darstellung bezieht sich auf die Zusammenfassung in (Mageau et al., 1995). Ausführliche Hintergrundinformationen sind z.B. in (Bondavalli et al., 2000; Ulanowicz, 1986; Ulanowicz, 1997) zu finden.

system throughput" (T) sowie der trophischen Austauschprozesse zwischen den Systemkomponenten (I).

Insgesamt gilt: $A = T * I$

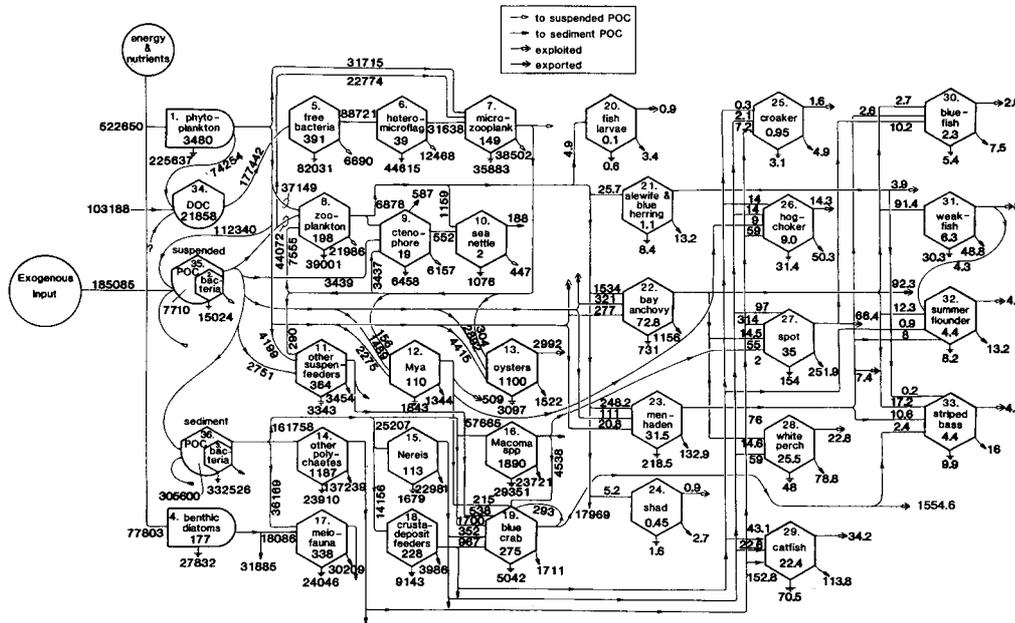


Fig. 2-8: Schematische Darstellung zur Illustration des jährlichen Kohlenstoffflusses der Chesapeake Bay/USA zwischen 34 prinzipiellen Teilbereichen des Ökosystems. Dargestellt sind autotrophe Elemente (Kreise), heterotrophe Elemente (Sechsecke), und unbelebte Speicher („birdhouses“). Der Kohlenstoffgehalt innerhalb der Kompartimente ist in $[mg/m^2]$ angegeben, die Flussraten auf den Pfeilen in $[mg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}]$. Jeder Pfeil repräsentiert einen Ökosystemprozess, die Größe der Pfeile gibt Auskunft über die Intensität der Prozesse. Die Summe aller Prozessgrößen charakterisiert die Aktivität des Gesamtsystems, was analog zur Ökonomie „the total system throughput“ ist. Alle Originaldaten finden sich bei (Baird & Ulanowicz, 1998), p.347.

Bemessungsprinzip

Zur Bemessung der ökologischen Funktionsfähigkeit wurden die Ascendency Indices anfangs dazu gebraucht, um den Entwicklungszustand eines beeinflussten Ökosystems mit dem eines unbeeinflussten Systems zu vergleichen. Inzwischen sind die Modelle so weit entwickelt, dass anhand einzelner Kenngrößen quantitativ ermittelt werden kann, ob sich ein System im Wachstum oder Schwinden bzw. im Entwicklungs- oder Regression befindet. Damit kann die Gesamtfunktion auch unabhängig von einer natürlichen Referenz bestimmt werden (z.B. im Fall der Eutrophierung anhand typischer Zunahme der Systemaktivität und einer gleichzeitigen Reduktion der Organisationsstruktur; (Ulanowicz, 2000).

Wie geeignet ist das Ascendency Konzept?

Unter dem Gesichtspunkt der vielen reflexiven und selbstverstärkenden Prozesse, welche die Entwicklung und den Zustand eines Ökosystems bestimmen, erscheint der Ascendency Ansatz hilfreich und konzeptionell ansprechend. Besonders unter dem Aspekt aller äusserer und stochastischer Ereignisse, die die Funktionsfähigkeit eines solch komplexen Systems bestimmen, liegt ein umfassender Ansatz nahe. Dabei wirkt der Ascendency Ansatz sehr plausibel, da er mehr auf die Zusammenhänge und Prozesse ausgerichtet ist und weniger auf Gleich-

gewichtsstadium, welches aufgrund äusserer Störfaktoren i.d.R. meist nicht lang anhaltend und stabil ist. Sind ausreichende Grunddaten vorhanden, so scheint dieser Ansatz eine glaubhafte Bemessungsmethode des ökologischen Gesamtzustands zu sein.

Allerdings dürfte gerade der Bemessungsaufwand unter pragmatischen Gesichtspunkten nahezu ein Killerargument gegen die Anwendung des Ascendencykonzepts sein¹³. Allein das in Fig. 2-8 dargestellte Beispiel wurde über 60 Jahren lang untersucht. Es bezieht sich auf das grösste Ästuar der kontinentalen USA und die Daten zur Charakterisierung der insgesamt 36 Teilbereiche beziehen sich auf über 200 Zitate und Veröffentlichungen, die bis ins Jahr 1923 zurück reichen (Baird & Ulanowicz, 1998). Eine solch umfassende Datengrundlage ist vermutlich in anderen Gebieten in dem Umfang kaum vorhanden oder nur sehr schwer zu erarbeiten.

Mit dem Fokus auf die Prozesseigenschaften eines Ökosystems ignorierte das Modell der Ascendency ausserdem über langen Zeitraum alle strukturellen Aspekte der Ökosysteme (beispielsweise den Einfluss taxonomischer oder populationsdynamischer Strukturen). Diesem Umstand versuchen inzwischen zwar neuere Modellansätze gerecht zu werden (Ulanowicz, 2000), eine umfassende Integration der strukturellen Ökosystemeigenschaften scheint sich aber bis heute noch nicht etabliert zu haben.

Vor allem unter pragmatischen, aber auch unter konzeptionellen Gesichtspunkten scheint dieser Ansatz nur in Einzelfällen eine hilfreiche Bewertungsmethode zu sein.

2.1.3 Holistische Bewertung aufgrund des Charakters der Energie- und Stoffflüsse der Ökosysteme

Emergy als zentrale Vergleichseinheit

Eine relativ alte Theorie zur Beschreibung der Ökosysteme bezieht sich auf die Idee der „Emergy“. Das Emergykonzept versucht den Zustand eines Ökosystems v.a. über die *Energie-, Stoff- und Informationsflüsse* zu beschreiben. Diesem Konzept liegt die Tatsache zu Grunde, dass alle geologischen Prozesse, die atmosphärischen Systeme, alle Ökosysteme sowie die Sozialsysteme in einer engen Beziehung stehen und über Austauschprozesse miteinander verbunden sind. Diese führen in natürlichen Systemen zur Selbstregulation aller Stoff-, Informations- und Energieflüsse. Ursprünglich gehen die Denkansätze auf das Konzept der „transformity“ zurück, bei dem angenommen wird, dass Prozesse der Energieumwandlung (energy transformation) überall in der Biosphäre dazu führen, dass eine höhere Ordnungsstruktur aufgebaut wird sowie Informationen und Stoffe in einem hierarchischen Netzwerk zirkulieren, in dem sie in immer höheren Raum- und Zeitskalen eingebunden sind (Brown & Ulgiati, 1999; Odum & Odum, 2000). Damit kann der „Wert“ einer Energieeinheit nicht unabhängig von seiner Organisationsstruktur bzw. seiner Systemumgebung betrachtet werden. In anderen Worten: ein Joule Sonnenenergie ist nicht das selbe wie ein Joule

¹³ “What mostly limits the extension of ascendancy theory [...] is the extremely data-intensive nature of any such endeavor. One needs to know the full configurations of trophic exchanges at each time or spatial point (or both)” (Ulanowicz, 2000 , p. 313).

Steinkohle und darf daher nicht gleich bewertet werden. Oder anders ausgedrückt: je mehr Energie, Zeit und Material in ein Produkt investiert wurden, desto wertvoller wird es. Um diesem Umstand der thermodynamischen „Produktionskosten“ gerecht zu werden, wurde 1983 der Begriff „Emergy“ vorgeschlagen, der als Kurzform für „embodied energy“ steht (Genoni, 1997; Odum & Odum, 2000). Emergy berücksichtigt zur Bemessung der Naturgüter oder Ökosystemfunktionen alle direkt und indirekt gebundene und die zur Erzeugung gebrauchte Energie, die dem Gesamtsystem ursprünglich als Sonnenenergie, Gezeitenenergie oder Erdwärme zur Verfügung standen (Fig. 2-9). Das Emergykonzept versucht somit die thermodynamischen Größen Entropie und Enthalpie einheitlich zu integrieren und in einer einzigen Einheit, d.h. in Äquivalenten einer einzigen Energieeinheit auszudrücken (meist in Äquivalenten der Sonnenenergie, gemessen in „solar emjouls“).

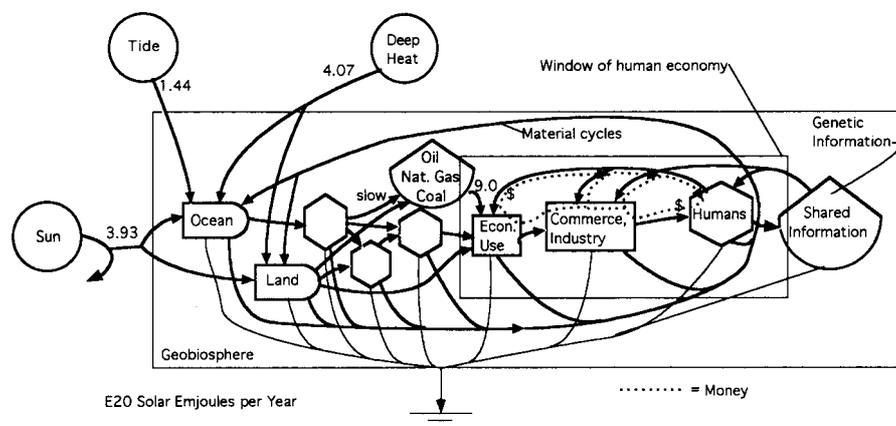


Fig. 2-9: Überblick über die „globale Energiehierarchie“ und ihr grundlegendes EMERGY Budget (baseline annual emergy budget); Kreise: Quellen, Sechsecke: Konsumenten, Tank mit Spitze oben: Energiespeicher innerhalb des Systems, Vierecke mit zwei abgerundeten Ecken: Produzent, Vierecke normal: vielseitiges Symbol entsprechend der Labelkennzeichnung; vgl. (Odum, 1996, p.37).

Bemessungsprinzip

Die Bemessung des Zustands eines Ökosystems erfolgt danach in der sogenannten Emergy-Verrechnung („emergy accounting“), welche den Energieverbrauch aller globalen Prozesse berücksichtigt (Odum, 1996). Ökosysteme, die dem „maximalen Empower Prinzip“ folgen, werden sich nach gegenüber anderen Systemen durchsetzen und selbst erhalten sowie organisieren können. Gemessen wird dieser Zustand anhand der nützlichsten Verwendung der aufgenommenen Emergy. Dazu wurden im Laufe der Zeit unterschiedliche Messindikatoren verwendet, die sich alle im wesentlichen auf das Verhältnis zwischen erneuerbarer Energie und nicht erneuerbarer Energie beziehen und zum Teil die Produktion bzw. den Verbrauch eines Ökosystems einbeziehen. Ausgedrückt wird dieses Verhältnis z.B. als percent renewable, emergy yield ratio, environmental loading ratio oder emergy sustainability index (Brown & Ulgiati, 1999). Zusammengefasst charakterisieren diese Indices, dass ein Ökosystem aus dem Gleichgewicht ist, wenn mehr Emergy verbraucht wird, als über erneuerbare Quellen aufgenommen werden kann (Odum et al., 2000).

Wie geeignet ist das
Emergy Konzept?

Der Ansatz des Emergy Konzepts bietet grundsätzlich eine gute Basis, um eine reine Monetisierung der Naturgüter zu umgehen. Die Idee als Einheitswährung eine Energieeinheit zu wählen, kommt dem Wert natürlicher Systeme sicherlich näher, als die Bemessung in Geldwerten, die meist nur sehr vage zu erfassen sind. Allerdings bringt auch der Ansatz der Emergy einige Unsicherheiten, die thermodynamisch nicht ganz unproblematisch sind.

Aus thermodynamischer Sicht ist die direkte Umrechnung von Wärme in Arbeit nicht möglich. Die einheitliche Darstellung von Enthalpie und Entropie ist daher nicht legitim, selbst wenn die natürlichen Ressourcen und Produkte über sog. Transformationsfunktionen (Odum, 1996) in Emergy Einheiten umgerechnet werden. Dies zeigt sich besonders daran, dass zwar für viele natürliche Ressourcen und Produkte Transformationsfunktionen vorliegen. Diese sind in den meisten Fällen jedoch nicht eindeutig zu bestimmen. In der Regel ist eine genaue Abschätzung aller Energie-, Stoff- und Informationsflüsse praktisch unmöglich, so dass für die Transformationsfunktionen nur eine bestimmte Spannbreite angenommen werden kann (Brown & Ulgiati, 1999).

Um alle Komponenten der Ökosysteme in Emergy Einheiten ausdrücken zu können, ist es zudem unabdingbar, die Komplexität der Ökosysteme zu reduzieren und einzelne Teile des Systems zu aggregieren. Damit ist ein weiterer Informationsverlust verbunden, der die Umrechnung zusätzlich erschwert. Besonders unter Revitalisierungsaspekten kann die vereinheitlichte Messung anhand von Emergy Einheiten sehr abstrakt wirken. Der gewollte neutrale Vergleichswert eines „solar emjouls“ ist für die meisten der direkt betroffenen Personen oder Interessengruppen eine sehr abstrakte Messgröße, die losgelöst von der persönlichen Erfahrungswelt und ohne symbolische Bindung bleibt. Ferner fehlt dieser Einheitswährung der direkte Bezug zum Gewässerökosystem. Unter praktischen Gesichtspunkten eignet sich das Konzept der Emergy somit nur als unabhängiges Bilanzsystem für informierte Kreise.

2.1.4 Holistische Bewertung aufgrund der Produktivität der Ökosysteme

Primärproduktion und
Respiration des
Gesamtsystems

Primärproduktion ist die Grundlage für die Nahrungsnetze der gesamten Biosphäre. Auch in Fließgewässern spielt sie eine zentrale Rolle und ist nach (Schönborn, 1992) die wichtigste Quelle der Sekundärproduktion, selbst wenn der allochthone Stoffeintrag einen sehr hohen Anteil am Energie- und Stoffhaushalt ausmachen kann. Da die aquatische Primärproduzenten (d.h. benthische Algen, Phytoplankton, Moose und Makrophyten) nahezu alle wichtigen Habitate der oberflächlichen Gewässerbereiche besiedeln, spielt die Primärproduktion auch eine Schlüsselrolle in der Nahrungsversorgung höherer Trophiestufen (Murphy, 1998). Sie gehört zu den bedeutendsten Systemprozessen eines Fließgewässers (Bunn et al., 1999) und wird als wichtiger Ökosystemparameter bereits seit Jahrzehnten untersucht (Odum, 1956;

Odum, 1957)¹⁴. Unterschätzen die früheren Veröffentlichungen die Rolle der Primärproduktion jedoch deutlich (Fisher, 1973; Hynes, 1970)¹⁵, so unterstreichen neuere Arbeiten die Bedeutung der autotrophen Produktion sowohl für grosse und offene als auch für kleine und beschattete Gewässer (Bisson & Bilby, 1998; Murphy, 1998). Bei gleichzeitiger Betrachtung der Respiration des Gesamtsystems liefern die Primärproduktionsdaten zentrale Einblicke in den Energiefluss des gesamten Ökosystems (Cummins & Klug, 1979; Minshall, 1996). Aufgrund dieser wichtigen Rolle beziehen sich viele wegweisende Konzepte der Fließgewässerökologie direkt oder indirekt auf metabolische Zusammenhänge bzw. stellen das Verhältnis zwischen Produktion und Respiration (P/R) ins Zentrum ihrer Betrachtung (z.B. (Elwood et al., 1983; Junk et al., 1989; Meyer, 1997; Pringle et al., 1988; Throp & DeLong, 1994; Vannote et al., 1980; Ward & Stanford, 1983a; Ward & Stanford, 1983b). Interessanter Weise steht die konzeptionelle Betonung in einem klaren Gegensatz zur praktischen Umsetzung im Gewässermanagement (Bunn & Davies, 2000): Selbst wenn viele Ziele des Fließgewässer Managements explizit auf die Wiederherstellung der Ökosystemprozesse ausgerichtet sind, ist die Umsetzung der Produktions- oder Respirationsparameter als Bewertungsinstrument auffällig selten. Dies erstaunt, da gerade neuere Arbeiten deutlich zeigen, dass metabolische Parameter (z.B. durch den Einfluss der Ufervegetation oder durch Nährstoffeintrag) besonders sensitiv auf anthropogene Beeinflussungen wie Landwirtschaft, Siedlungsdruck oder Gewässerverbauung reagieren (Murphy, 1998; Sabater et al., 1998; Young & Huryn, 1999). Im Vergleich zu den Untersuchungen, die an Seen oder im Meer durchgeführt wurden, fehlen in der Fließgewässer Forschung gut etablierte Bewertungsansätze sowie umfassende und langjährige Datenreihen zur Primärproduktion (Allan, 1995; Gessner & Chauvet, 2002). Dennoch soll hier auf die wichtigsten Grundprinzipien der metabolischen Bemessungsansätze eingegangen werden, da sie zumindest dort, wo sie angewandt werden, gute Erfolge verzeichnen konnten.

Bemessungsprinzip Primärproduktion ist die Rate, mit der aus CO₂ und Wasser organisches Material und Sauerstoff produziert wird. Sie wird i.d.R. als Bruttoprimärproduktion („gross primary production“; GPP) angegeben und beinhaltet die Nettoproduktion (NPP), die in der pflanzlichen Biomasse fixiert ist, plus den Anteil organischer Substanz, die durch pflanzliche Respiration (R_a) verloren geht. Alle Untersuchungen zur Primärproduktion basieren auf diesem grundlegenden Verhältnis zwischen Sauerstoff und CO₂. In der Praxis kann die Primärproduktion über Aufnahme radioaktiv markiertem ¹⁴C gemessen werden oder wie (Odum, 1956) erstmals *in situ* zeigte, über die Konzentration an gelöstem O₂ im Wasser (Fig. 2-10). Die Sauerstoff-Konzentrationen werden über ganze Tageszyklen erhoben und können entweder in einem offenen System (also im frei fließenden Gewässer) oder aber in geschlossenen Systemen (wie in Flaschen, isolierten Gewässerstrecken, Durchflussskammern usw.) durchgeführt werden. Dabei können aber trotz der langjäh-

¹⁴ Für eine ausführlichere Zusammenstellung der frühen Arbeiten vgl. auch die Übersicht zur "era of biotic production and energy flow", in der Minshall (1988) unter "primary production / community metabolism" mehr als ein Duzend älterer Veröffentlichungen zu Thema vorstellt.

¹⁵ Fisher (1973) gibt an, dass die autotrophe Produktion weniger als 1% am jährlichen Energieeintrags ausmacht.

rigen Erfahrung noch immer gewisse methodische Schwierigkeiten auftreten (Minshall, 1996). In den offenen Systemen betreffen diese v.a. die Austauschprozesse zwischen Gewässer und Atmosphäre bzw. zwischen Gewässer und Substrat. In den geschlossenen Systemen können die Nährstoffzehrung und die unterbundenen Austauschprozessen mit der Umgebung zu fehlerhaften Messungen führen. Da der Gasaustausch zwischen Gewässer und Atmosphäre grundsätzlich von der Temperatur und dem Abfluss abhängt, sind metabolische Untersuchungen in einem Fließgewässer nach wie vor nicht trivial. Sie erfordern u.a. zumindest individuelle Eich- und Kalibrierungsfunktionen, selbst wenn eine moderne Untersuchungstechnik zur Verfügung steht (Uehlinger & Naegeli, 1998; Young & Huryn, 1999). Sollen die Produktions- und Respirationdaten schliesslich zur Bemessung der ökologischen Integrität oder ecosystem health eingesetzt werden, so ist auch hier noch der Vergleich zwischen beeinflusster und unbeeinflusster Gewässerstrecke unumgänglich.

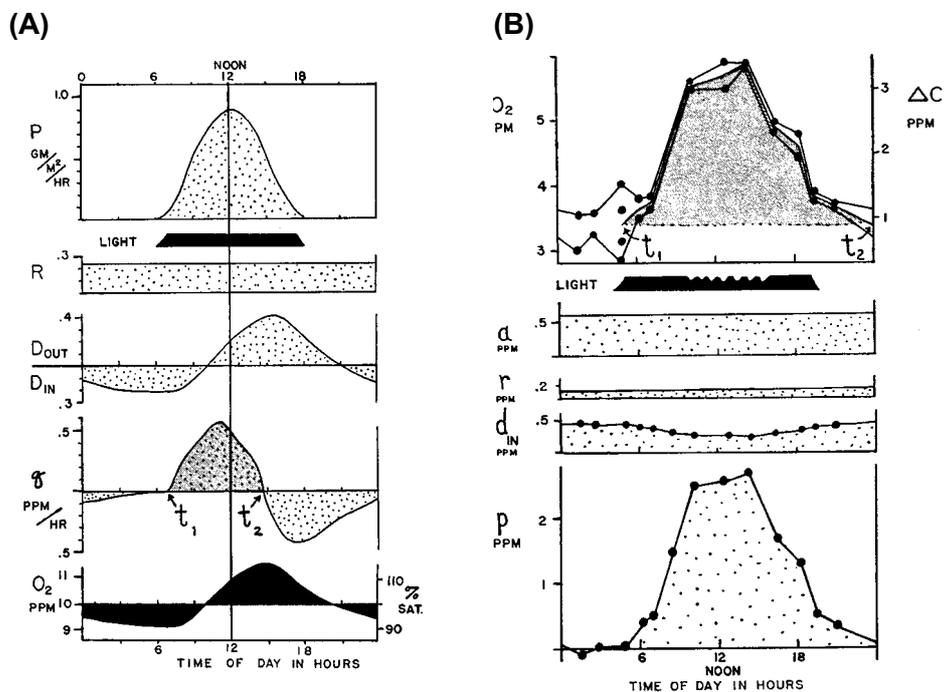


Fig. 2-10: Originaldarstellung der ersten *in situ* Messung des Sauerstoffmetabolismus in Fließgewässern. (A): Prozesse in einem hypothetischen Gewässer: P= Produktion, R= Respiration, D= Diffusion; (B): gemessene Werte [ppm O₂] während eines Tagesgangs am 23.-24. März 1954 (Silver Springs, Florida, USA; aus Odum, 1956).

Wie geeignet sind
metabolische
Bewertungsansätze

Die Untersuchung der Primärproduktion ist eine der wichtigsten Untersuchungen der Ökosystemprozesse, die sowohl im wissenschaftlichen als auch im angewandten Bereich des Umweltschutzes sehr erfolgreich sein kann (Gessner & Chauvet, 2002). Besonders zeigt die Messung metabolischer Grössen wie die der Primärproduktion oder Respiration deutliche Vorteile: Die Charakterisierung der „ecosystem health“ setzt bei diesem Bewertungsmodell tatsächlich auf dem Niveau der Ökosystemprozesse an. Die indirekte Messmethode gibt nach (Bunn et al., 1999) Antwort auf vielfältige und sehr unterschiedlicher Störungen. Sie misst die Gesamtaktivität des Systems und informiert über die Nahrungssituation, so dass ein direkter und integraler Bezug zum genutz-

ten Einzugsgebiet erstellt werden (Beschattung, Landnutzung, Nährstoffeintrag, Verbauung etc.). Die Einflüsse, die auf diese Weise dokumentiert werden, sind nicht von einzelnen Arten abhängig, sondern reagieren als integrierender Faktor auf unterschiedliche Störungsursachen (wenngleich die Reaktion auf fehlende Ufervegetation, Temperaturverschiebung, hydraulische Verschiebungen und organische Belastung die grössten Reaktionen zeigen). Da ökologische Strukturen und Prozesse nicht immer gleich auf Störungen reagieren, ermöglichen die metabolischen Prozesse mit Hilfe einer relativ einfachen und gut etablierten Messmethode die strukturellen Ergebnisse zumindest zu untermauern. Da das Modell auf langjährige methodische Erfahrung bauen kann, können inzwischen für gewisse Gewässertypen absolute Werte der Primärproduktion als „Warnelemente“ des Gewässerschutzes eingesetzt werden. Ebenso ist es grundsätzlich möglich, verlässliche Prognosetools einzusetzen, um unterschiedliche Alternativen zu simulieren, die zumindest im Zusammenhang zur Ufervegetation und Nährstoffeintrag stehen (Bunn et al., 1999).

Trotz dieser Vorteile darf jedoch nicht unterschätzt werden, dass die metabolischen Untersuchungen grundsätzlich mit dem hoch komplexen Zusammenspiel unterschiedlicher Licht-, Trübungs-, Turbulenz-, Temperaturverhältnisse usw. umgehen müssen, die den Charakter der Fliessgewässer kennzeichnen. Dieser Umstand erschwert metabolische Untersuchungen v.a. in Gewässerstrecken die durch starke Austauschprozesse gekennzeichnet sind. Dies könnte zumindest ein Grund dafür sein, dass sich die Methoden zur Untersuchung der Primärproduktion und Respiration trotz ihrer langjährigen Forschungstradition nicht wirklich auch in der Fliessgewässer Bewertung durchsetzen konnten (Allan, 1995; Gessner & Chauvet, 2002). Zudem reagieren metabolische Grössen häufig auf sehr starke Einflüsse, eine sensitive Abstimmung auf spezifische Störungen ist hingegen nur schwer zu erreichen (Bunn et al., 1999). Insgesamt begründen diese methodischen Defizite den Mangel eines verlässlichen Datensatzes, der den Einsatz metabolischer Indikatoren weiträumig etablieren könnte. Sofern keine allgemeinen Richtwerte zur Bemessung der ökologischen Qualität vorliegen, die aufgrund einer bestimmten Gewässertypologie zu einer entsprechenden Bewertungsklasse führen würden, ist die Methode (ebenso wie alle anderen) auf den Vergleich mit einer verlässlichen Referenz angewiesen. Diese Vergleiche (upstream, downstream, vorher-nachher usw.) dürften jedoch bei der Variabilität der vielen beeinflussenden Faktoren relativ schwer zu kontrollieren sein.

Nach der Abwägung der Vor- und Nachteile läge es jedoch durchaus nahe, metabolische Untersuchungen vermehrt auch in Bemessungskonzepte der Fliessgewässer Bewertung zu integrieren. Eine integrale Aussage zum Zustand der „ecosystem health“, die sich auf Messungen zur Primärproduktion oder anderer prozessorientierter Methoden gründet, wäre für viele Bewertungsansätze ein hilfreicher Beitrag. Das sich dies dennoch nicht in der Praxis etabliert hat, scheint eher an der Forschungstradition der Fliessgewässer Bewertung, als an einer tatsächlichen wissenschaftlichen Begründung zu liegen. Die Fehlerquellen in bezug auf die Varianz der beeinflussenden Grössen ist zumindest nicht ausgesprochen grösser, als die bei traditionellen strukturellen Untersuchungen, wie in den folgenden Kapiteln beschrieben werden.

2.1.5 Gesamteinschätzung der holistischen Modelle

	Beurteilung der Methoden aufgrund konzeptioneller Aspekte	Beurteilung der Methoden aufgrund der Praxistauglichkeit
Recovery	<p>kritisch</p> <ul style="list-style-type: none"> • Spezialfall Selbstreinigung: Daten über langen Zeitraum gut dokumentiert. • Bislang fehlt jedoch eine einheitliche Definitionen der Schlüsselfunktion zur Charakterisierung der „Recovery“. • Es besteht innerhalb der theoretischen Konzepte Unklarheit darüber, ob ein Fließgewässer einen stabilen Klimaxzustand anstrebt oder nicht. 	<p>kritisch</p> <ul style="list-style-type: none"> • In der Bewertungspraxis nur sehr schwer zu handhaben, da die Bemessungsgrößen unter reproduzierbaren Bedingungen nur sehr schwer zu erheben sind. • Die Abklärung der natürlichen Varianz erfordert i.d.R. einen sehr grossen, zeitlichen Untersuchungsaufwand. • Viele in der Praxis gebrauchten Indikatoren umfassen bloss Teilaspekte oder Teilsysteme.
Ascendency	<p>gut</p> <ul style="list-style-type: none"> • Fokus liegt auf Ökosystemprozessen und trophischen Wechselbeziehungen 	<p>schlecht</p> <ul style="list-style-type: none"> • Bewertungsansatz nur bei ausgesprochen guter und sehr aufwendiger Datengrundlage möglich. • Schlecht kommunizierbar • Als Standard im praktischen Kontext unrealistisch.
Emergy	<p>schlecht</p> <ul style="list-style-type: none"> • Im Ansatz gute Idee, aber das Konzept geht von falschen thermodynamischen Grundannahmen aus und ist daher nicht haltbar. 	<p>schlecht</p> <ul style="list-style-type: none"> • Konzept ist nur sehr schlecht kommunizierbar. • Transformationsfunktionen sind in der Praxis nicht zu bestimmen.
Metabolismus	<p>gut</p> <ul style="list-style-type: none"> • Gute, systemumfassende und integrale Erfassung der Ökosysteme. 	<p>kritisch bis gut</p> <ul style="list-style-type: none"> • Methode reagiert auf unterschiedliche Störungen und wird erfolgreich in der Praxis als „Warnsystem“ eingesetzt. • Sensitive Feinabstimmung auf unterschiedliche Art der Störung schwierig. • Methodische Probleme, bestehen in stark turbulenten Gewässern.

▪ Fazit

Pro Die holistischen Modelle zur Bemessung der Gewässerökosysteme zeigen aufgrund der obigen Analyse zusammenfassend folgende Vorteile: Sie akzeptieren eine grosse ökologische Komplexität der Fließgewässer und stellen die Systemeigenschaften in den Vordergrund. Damit anerkennen sie das Konzept der Emergenz und unterstreichen die synergetischen Effekte der Ökosysteme. Ferner versuchen sie konzeptionell der Tatsache gerecht zu werden, dass die Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems mehr ist, als die Summe seiner Teilaspekte.

Da holistische Modelle systemumfassende Indikatoren benutzen, nehmen sie stochastische und dynamische Veränderungen des Systems als grundlegende und typische Eigenschaften der Fließgewässer wahr. Die Konzepte erlauben kurzfristige und gravierende Veränderungen innerhalb einzelner ökologischer Teilbereiche, sofern diese dem natürlichen Charakter der Gewässers entsprechen. Störungen sind als ein positives und prägendes Element der Systeme anerkannt.

Dadurch, dass die Modelle umfassende Systemeigenschaften messen, besteht nur eine geringe Gefahr, anthropozentrisch positiv besetzte Teilaspekte der Ökosysteme in den Vordergrund zu stellen oder überzubetonen (z.B. fischereilich interessante Arten, einzelne emotional stark ansprechende Arten usw.). Monitoringprogramme können anhand übersichtlicher Auswertungen und mit Hilfe weniger Indikatoren dargestellt werden.

Contra Allerdings sind holistischen Bemessungsansätze i.d.R. durch aufwendige Erhebungen sowie durch einen umfassenden und langjährigen Datensatz gekennzeichnet. Diese Randbedingungen stehen meist im Widerspruch zum praktischen Einsatz innerhalb konkreter, sowohl finanziell als auch zeitlich begrenzter Revitalisierungsprojekte.

Selbst wenn holistische Parameter in einem vertretbaren Zeitraum gemessen werden können, so ist die Ableitung konkreter Verbesserungsmassnahmen schwierig. In der Regel liegen keine eindeutigen Schwellenwerte oder Toleranzbereiche vor, anhand derer ein klares Managementkonzept abzuleiten wäre.

Die Ermittlung der natürlichen Varianz der holistischen Messgrößen ist schwer. Dies trifft besonders dann zu, wenn keine natürliche Referenz vorhanden ist und die Unterschiede zwischen verschiedenen Gewässersystemen, Gewässertypen und Einflussgrößen stark schwanken.

Aufgrund der systemumfassenden Ausrichtung der Untersuchungen ist eine gezielte Ursachenanalysen nicht möglich. Zur Ermittlung ökologisch begründeter Verbesserungsmassnahmen ist jedoch die genaue Kenntnis der kausalen Wirkungsketten einer Beeinflussung notwendig.

Ergo Grundsätzlich wäre es zu begrüßen, dass die Gedanken der holistischen Bewertungsansätze auch in Revitalisierungsprojekten mehr Anerkennung finden würden. Da die meisten Modelle jedoch methodisch sehr aufwendig sind, wäre v.a. eine Weiterentwicklung der metabolischen Ansätze wünschenswert.

2.2 Repräsentative Modelle zur ökologischen Charakterisierung der Gewässerökosysteme

Theoretisches Erklärungsmodell

Die repräsentativen Bewertungsmodelle folgen einer gerichteten und kausalen Wirkungskette. Aufgrund der Komplexität der Gewässerökosysteme gehen die Verfahren davon aus, dass es nicht möglich ist, alle Teilaspekte eines vernetzten Ökosystems komplett zu erfassen und umfassend zu bewerten. Es ist deshalb wichtig, aussagekräftige „Platzhalter“ zu finden, die stellvertretend über den Zustand des Gesamtsystems Auskunft geben können (Obrist & Duelli, 1998; Simberloff, 1998). Repräsentative Modelle beziehen sich somit auf ein Verfahren, das (Constanza, 1992) den „gewichteten“ Bewertungsansatz nennt. Demnach gibt es Teile eines Ökosystems, die in der relativen Bedeutung für das Gesamtsystem einen höheren Wert haben als andere Teile. Im Gegensatz zu den holistischen Modellen, gebrauchen die repräsentativen Modelle nur Indikatoren, welche einen Teilaspekt des Gesamtsystems vertreten. Sie sind somit nicht auf einen integrierenden und systemumfassenden Bewertungsindikator angewiesen. Die aktuelle Bewertungsliteratur kennt im wesentlichen zwei Varianten der repräsentativen Bewertungsmodelle: Je nach Ausrichtung des Vektors der erklärenden Wirkungskette einen „bottom up -“ oder einen „top down“ Ansatz (Fig. 2-11 und Fig. 2-12).

Der „bottom up“ Ansatz (Fig. 2-11) postuliert, dass erwartungsgemäss alle biologischen Komponenten eines Ökosystems intakt sind, sofern die zentralen abiotischen Schlüsselstrukturen und -funktionen weder Auffälligkeiten zeigen noch in ihrer natürlichen Dynamik gestört sind (Kondolf, 1998; Muhar & Jungwirth, 1998; Naiman et al., 1992). Einzelne biologische Arten haben nach (Moss, 2000) in einem solch „bottom up“ kontrollierten Gefüge einen untergeordneten Einfluss auf die Gesamtfunktion des Ökosystems. Mehr noch: Da Fließgewässer natürlicherweise sehr starken Schwankungen ausgesetzt sind, kommt es zeitweise zu Schwund und Austausch der Arten. Es ist daher wichtiger auf die abiotischen Grössen zu achten, als einzelne biologische Arten zu bewerten (Moss, 2000).

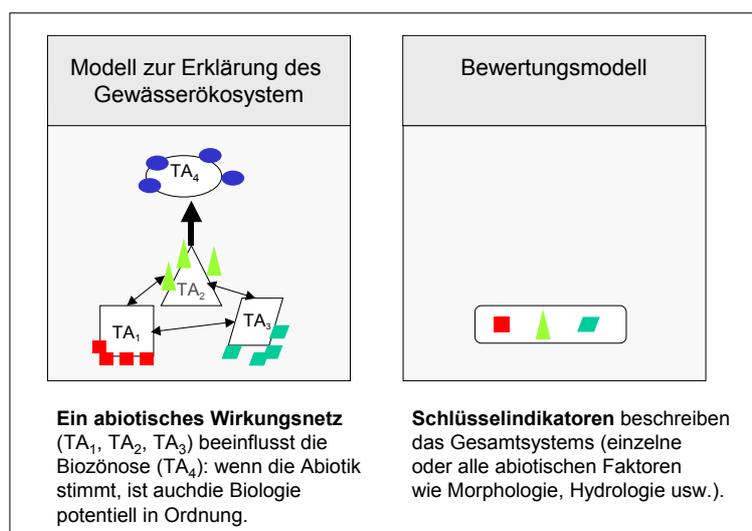


Fig. 2-11: „Driving Force Modell“ zur Charakterisierung und Messung des ökologischen Zustands; die Messindikatoren entsprechen einem einzigen oder einer ausgewählten Menge der erklärenden abiotischen Indikatoren (Erklärung der Symbolik, vgl. Fig. 2-2).

Nach einem solchen „driving force“ Gedanken führt eine natürliche und variable Wasserführung, eine natürliche Morpho- und Geschiebedynamik, eine unbeeinflusste Wasserqualität sowie die Bereitstellung abiotischer Habitatstrukturen (physikalische Strukturen, Totholz usw.) auch zu einer intakten und gewässertypischen Biozönose (Kondolf, 1998; Kondolf & Micheli, 1995; Naiman et al., 1992). Um den Zustand des Gewässers ausreichend bewerten zu können, sind folglich keine aufwendigen biologischen Untersuchungen notwendig. Vielmehr reicht die Erfassung der abiotischen Schlüsselfaktoren aus, um eine aussagekräftige Beurteilung des Gesamtsystems und der „ecosystem health“ zu ermöglichen. Damit betont der Driving Force Ansatz die Stressursache und nicht die Stressreaktion.

Dem gegenüber konzentrieren sich die „top down“ Ansätze auf die Reaktion des Gewässersystems nach einer Stresseinwirkung. Sie setzen am obersten Ende der kausalen Wirkungskette an und stellen die biologischen Indikatoren (zum Teil nur einzelne Indikatoren wie Fische, Säugetiere, Wanzen, Algen usw.) ins Zentrum ihrer Betrachtung (Fig. 2-12). Dieses hierarchische Modell geht davon aus, dass eine Veränderung am obersten Ende der kausalen Wirkungskette sensitiv auf Stress im gesamten System hinweist. Dies gilt selbst dann, wenn die Ursachen im einzelnen unbekannt sind. Solange die biologischen Parameter intakt sind, kann auf intakte Biotope geschlossen werden, nicht aber umgekehrt (Böttger, 1986)¹⁶. Treten umgekehrt Veränderungen innerhalb der biologischen Kenngrößen auf, so ist davon auszugehen, dass auf jeden Fall Handlungsbedarf besteht. Im Gegensatz zu den zeitlich und räumlich begrenzten Punktmessungen der abiotischen Attribute weisen biologische Veränderungen auf Stressfaktoren hin, die u.U. bereits vor längerer Zeit oder an einem anderen Ort des Systems stattgefunden haben (Karr, 1999).

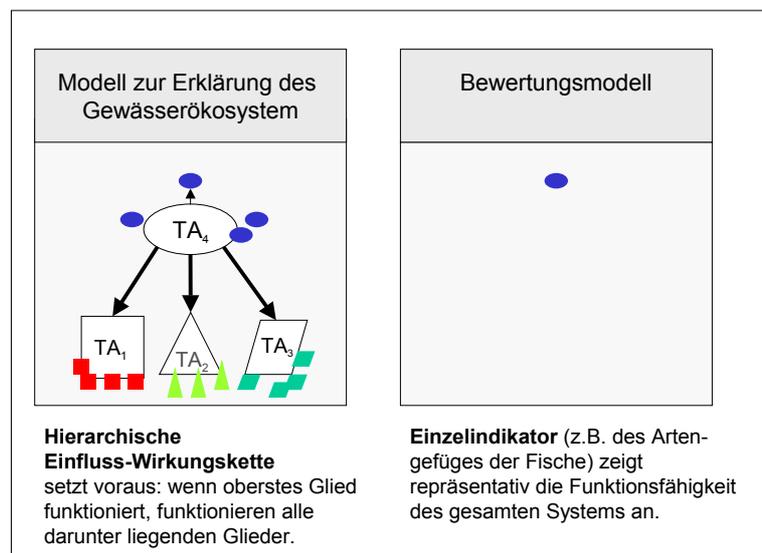


Fig. 2-12: Top-down Modell zur Charakterisierung und Messung des ökologischen Zustands; die Messindikatoren entsprechen einem ausgewählten biologischen Indikator oder nur gar einem einzigen Attribut dieses erklärenden Indikators (häufig Fische oder Makrozoobenthos; Erklärung der Symbolik, vgl. Fig. 2-2).

¹⁶ „Von einer analysierten intakten, durch rheotypische Elemente aufgebauten Biozönose kann auf einen intakten Biotop, auf ein zumindest weitgehend unbeeinflusstes, naturnahes Fließgewässer geschlossen werden; der umgekehrte Weg ist nicht gangbar“ (Böttger 1986 ; S.78).

2.2.1 Driving force: Bewertung aufgrund morphologischer und hydrologischer Kenngrößen

Abiotische Schlüsselgrößen der Bewertung

Die finanziellen, personellen und zeitlich begrenzten Randbedingungen, durch die viele Projekte des Gewässermanagements gekennzeichnet sind, erfordern nach (Hruby, 2001) pragmatische, kostengünstige und zeitlich vertretbare Lösungen der Gewässerbewertung. Der oben skizzierte „driving force“ Ansatz hat sich vermutlich genau unter diesen angewandten Gesichtspunkten weltweit etabliert. Aufgrund einer gut dokumentierten Interaktion zwischen den abiotischen Gegebenheiten einerseits sowie den biologischen Reaktionen andererseits ist der Ansatz für viele Untersuchungsprogramme legitim (Binns & Eiserman, 1979; Bowlby & Roff, 1986; Gordon et al., 1992; Jungwirth et al., 1993; Kondolf, 1998; Kondolf & Micheli, 1995; Muhar & Jungwirth, 1998). Die Fokussierung auf abiotische Kenngrößen erscheint aber auch deshalb gerechtfertigt, weil verbaute Gewässerstrukturen und stark beeinflusste Abflussregime heutzutage zu den grössten Belastungen der Fließgewässer zählen (Hygum, 2001; Minshall et al., 1985; Muhar, 1996b; Muhar et al., 2000; Raven et al., 1998a; Richter et al., 1997). Zumindest die Gewässer Europas und Nordamerikas sind durch verstärkten Hochwasserschutz, die Schiffbarmachung vieler Binnengewässer, die Landgewinnung in ehemaligen Feuchtgebieten oder durch umfassende Bewässerungsprojekte einer sehr langen, zum Teil über Jahrhunderte andauernden Beeinflussung durch Wasserbau und Wasserkraftnutzung unterworfen (Konold, 1994). Besonders in diesen Regionen konnten sich Bemessungsmethoden etablieren, die auf morphologische oder hydrologische Kenngrößen fokussiert sind¹⁷.

Rein morphologische Verfahren

Die morphologischen Verfahren beziehen sich in der Regel auf strukturelle Elemente einzelner Gewässerabschnitte oder klar definierter Gewässerstrecken. Bewertet werden i.d.R. nur die Strukturen, die für die ökologische Habitatqualität von Bedeutung sind. Dies schliesst u.a. Sohlstrukturen, Gerinneform, Abstürze, Laufrichtung und Ufer- oder Böschungformen ein. In einigen Verfahren sind interessanterweise auch organische Teilaspekte wie Totholz, Ufer- und Böschungsvegetation oder Algenbewuchs integriert, obwohl diese im engen Sinn keine rein morphologischen Gesichtspunkte erfassen. Diese kleinräumig strukturellen Elemente finden sich in den meisten morphologischen Verfahren wie z.B. bei der ökomorphologischen Gewässerbewertung der Schweiz und Oberösterreich, der morphologischen Zustandsbewertung in Baden-Württemberg oder der „River Habitat Quality“ in Grossbritannien. (BUWAL, 1998b; LFU, 1995; Rankin, 1995; Raven et al., 1998a; Werth, 1987). Dagegen bleiben gross skaliertere strukturelle Aspekte häufig unberücksichtigt (Muhar & Jungwirth, 1998; Muhar et al., 1995). Insbesondere fehlen Untersuchungsattribute, welche über die unmittelbaren Uferbereiche hinausgehen und geomorphologische Strukturen der Auen, weiträumige Vernetzungsaspekte sowie Strukturen der Landnutzung beinhalten würden.

¹⁷ Bewusst ausgeklammert sind an dieser Stelle die rein physikalisch-chemischen Methoden zur Erfassung der Wasserqualität. Temperatur-, Sauerstoff-, Nährstoffmessungen usw. zählen heute zum Standardprogramm des Gewässermoinotings. Sie werden daher an dieser Stelle nicht als eigenständige Methoden besprochen.

Bemessungsprinzip

Jeder Bewertung der Gewässermorphologie liegt in der Regel eine individuelle Begehung der Gewässer sowie eine Kartierung anhand standardisierter Erhebungskriterien zugrunde. Je nach Methode werden die Gewässerabschnitte entweder mittels quantitativer Werte (z.B. % Verbauungsgrad, Anzahl Abstürze usw.) oder mit Hilfe von qualitativ beschriebener Kenngrößen (z.B. Tiefenvariabilität ausgeprägt, mässig, gering usw.) in ein vorgegebenes Untersuchungsrastraster (Punkte- oder Klassenrastraster) eingeteilt. Diese Klassifizierung wird in vielen Fällen anschliessend in eine kartographische Darstellung übersetzt und anhand einfacher Farbsymbolik präsentiert. Durch die detaillierten, verbalen Definitionen der Klasseneinteilung erübrigt sich der unmittelbare Vergleich mit einer unbeeinflussten Referenzstrecke in vielen Verfahren. Eine Ausnahme bildet jedoch der britische Ansatz des „River Habitat Survey“ (RHS) (Raven et al., 1998a). Diesem Ansatz liegt eine geographisch repräsentative Untersuchungskampagne zugrunde, welche systematisch¹⁸ den Gewässerzustand aller Gewässer Grossbritanniens zwischen den Jahren 1994 und 1996 erfasste. Insgesamt wurden 85.000 km der Gewässer morphologisch charakterisiert und in einer zentralen Datenbank gespeichert. Statistische Auswertungen und die Beurteilung durch Expertinnen und Experten lieferte gewässertypische und elektronisch verfügbare Referenzstrecken, die nun als Richtwert für alle nachfolgenden Erhebungen dienen (Raven et al., 1998a).

Wie geeignet sind die morphologischen Ansätze?

Aufgrund der zentralen Bedeutung und der massiven anthropogenen Beeinflussung der Gewässerstruktur sind morphologische Bewertungsverfahren nahezu ein Muss, um den Gewässerzustand zu beschreiben. Da die Qualität der Habitate einen sehr engen Bezug zur Gewässerökologie aufweist, liefern die strukturellen Erhebungen notwendige Grundinformationen für eine aussagekräftige Beurteilung der Gesamtsituation. Da die Verfahren mit relativ wenig finanziellem und personellem Aufwand zu erheben sind, ist ihr Einsatz auch unter pragmatischen Gesichtspunkten wünschenswert. Durch die übersichtliche kartographische Präsentation der Ergebnisse sind die Verfahren besonders im Zusammenhang mit politischen oder gesellschaftlichen Entscheidungen sehr gut geeignet.

Dennoch ist zu beachten, dass morphologische Ansätze nicht unbedingt hinreichend sind, um ein aussagekräftiges Bild der tatsächlichen ökologischen Situation eines Gewässers zu erhalten (Bratrich, 1994). Es dürfte in der Regel nicht ausreichen, eine wahrheitsgetreue Bewertung des gesamten Gewässersystems zu erhalten, wenn sich die Beurteilungsgrundlage *ausschliesslich* auf morphologische Kenngrößen stützt. Ebenso bestehen nicht immer direkte Zusammenhänge zwischen einer morphologischen Kartierung und der gewässertypischen, biologischen Besiedlung (Bratrich, 1994). Dies trifft v.a. dann zu, wenn die Klasseneinteilung der morphologischen Beurteilung sehr qualitativ und relativ undifferenziert vorgenommen wird (wie beispielsweise bei (LFU, 1995; Werth, 1987). Dieser Effekt wird zusätzlich verstärkt, wenn die Beurteilung nicht wie von (Raven et al., 1998a) gefordert aufgrund einer genau definierten und gewässertypischen Referenz erfolgt, sondern nur anhand einer relativen und meist recht subjektiv zu interpretie-

¹⁸ Untersuchungen wurden über 3 Jahre jeweils 3 Strecken in einer 10 km² Region. In England wurden so 1523 Flächen à 10 km² ausgewertet, in Schottland 779 und in Nordirland 133 (Raven et al., 1998a).

renden Bewertungsskala. Morphologische Verfahren sollten daher nicht ohne ökologische Bezugsgrösse angewandt werden.

Rein hydrologische Verfahren

Ein ähnliches Bild wie bei der morphologischen Bewertung zeigt sich auch bei den hydrologischen Verfahren. Obwohl die Erfassung hydrologischer Kenngrößen (Abflussregime, Dauerlinien usw.) zum klassischen „Standardprogramm“ der Gewässeruntersuchungen zählt, gibt es erstaunlicherweise nur sehr wenige, ökologisch fundierte Ansätze, die einen kausalen Rückschluss auf den Zustand der Gewässerbiozönose erlauben. Viele der frühen Ansätze beruhen auf äusserst simplifizierten Annahmen und zeigen ausgesprochen wenig ökologischen Bezug (Jorde, 1997; Mader, 1992; Richter et al., 1996). Hierzu zählen alle Ansätze, die sich ausschliesslich auf einzelne hydrologisch-statistische Kenngrößen oder Dauerlinien beziehen (wie MQ, MNQ, NNQ-MNQ¹⁹ usw.; z.B. (Drake & Sherriff, 1987; Dvwk, 1996; Tennant, 1976)). Zu den wenigen hydrologischen Methoden, die bewusst auf die biologische Relevanz der Parameter verweisen, zählen die „indicators of hydrologic alternation“ (IHA), die später zum „range of variation approach“ Verfahren (RVA) weiterentwickelt wurden (Richter et al., 1996; Richter et al., 1997). Dieser Ansatz misst innerhalb von fünf Gruppen²⁰ insgesamt 32 hydrologische Parameter und verbindet die Information zu einem umfassenden Bewertungsansatz.

Bemessungsprinzip

Alle hydrologischen Bemessungsmethoden gründen sich auf die statistische Auswertung unterschiedlicher Kenngrößen der Abflussganglinie eines Gewässers wie z.B. Jahres-, Tages- oder Monatsmittel, Maximal- und Minimalabflüsse, Eintrittswahrscheinlichkeiten von Extremereignissen, Dauerkurve. Um solche Daten zu gewinnen, ist eine Analyse langjähriger hydrologischer Aufzeichnungen erforderlich. Die Bewertung erfolgt danach entweder anhand fix vorgegebener Werte, welche mit mehr oder weniger fundiertem Erfahrungswissen als sinnvolles Richtmass postuliert werden²¹ oder aber es finden „vorher – nachher“ Vergleiche statt, sofern ein unbeeinflusster Zustand mit einem beeinflussten Zustand verglichen werden kann. In einem solchen Fall können detaillierte und individuelle Regelungen aufgrund der ökologischen Gegebenheiten abgeleitet werden (Richter et al., 1996; Richter et al., 1997). Da die Verfahren, welche fixe Richtwerte gebrauchen, i.d.R. nicht auf ökologischen Untersuchungen begründet sind, unterscheidet sich die Beurteilung der ökologischen Qualität in Bezug auf einen bestimmten hydrologischen Richtwert je nach Methode deutlich²². Die Entscheidung, welche hydrologische Kenngrösse und welcher

¹⁹ MQ= mittlerer Abfluss, MNQ= mittlerer Niedrigwasserabfluss, NNQ= niedrigster Niedrigwasserabfluss.

²⁰ Group 1: Magnitude of monthly water conditions; group 2: magnitude and duration of annual extreme water conditions; group 3: timing of annual extreme water conditions; group 4: frequency and duration of high/low pulses; group 5: rate/frequency of water condition changes.

²¹ z.B. 60%-40% MQ = outstanding; 30-50%= excellent; 20-40% = good usw. (Tennant 1976).

²² Einfache Verfahren orientieren sich z.B. am durchschnittlichen mittleren Abfluss (MQ) oder am mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ): Zur Illustration der unterschiedlichen Definitionen sind hier nur wenige Beispiele aufgeführt. So gelten (je nach Jahreszeit) in Monatan zwischen 40-60% MQ als ökologisch „outstanding“, in Frankreich sind 2,5% bzw. 10% MQ (Jorde, 1997), in Deutschland sind es 33% MNQ (Baden-Württemberg), 20-50% MNQ (Rheinland-Pfalz) oder 20-90% MNQ (Hessen) (DVWK, 1996).

Durchschnittswert als „ausreichend“ akzeptiert ist, scheint hier eher willkürlich festgelegt als wissenschaftlich begründet zu sein.

Umfassende Verfahren hingegen (Richter et al., 1996; Richter et al., 1997), die auf ein breite Bemessungsspektrum zurück greifen, fordern einen individuellen Bemessungsansatz. Sie beanspruchen für alle Parameter einzeln festgelegte Zielgrößen, welche aufgrund der jeweiligen gewässerökologischen Situation durch ein Management Team zu bestimmen und aufgrund eines jährlichen Monitorings neu anzupassen sind. Liegen keine ökologischen Kenngrößen vor, so ist auf jeden Fall die natürliche Variationsbreite der hydrologischen Kenngrößen zu erhalten (Fig. 2-13). Innerhalb eines individuell zu erstellenden Managementkonzepts sollen die Prioritäten für jeden einzelnen Parameter festgelegt werden. Allerdings sind in bestimmten Ausnahmefällen Abweichungen von diesen Vorgaben akzeptiert, sofern die gestellten Anforderungen in einem zu grossem Nutzungskonflikt (z.B. zur Trinkwassernutzung) stehen würden. Das Verfahren bezieht sich bei der Festlegung der hydrologischen Grenzwerte ausdrücklich auch auf biologische Daten (Richter et al., 1996; Richter et al., 1997).

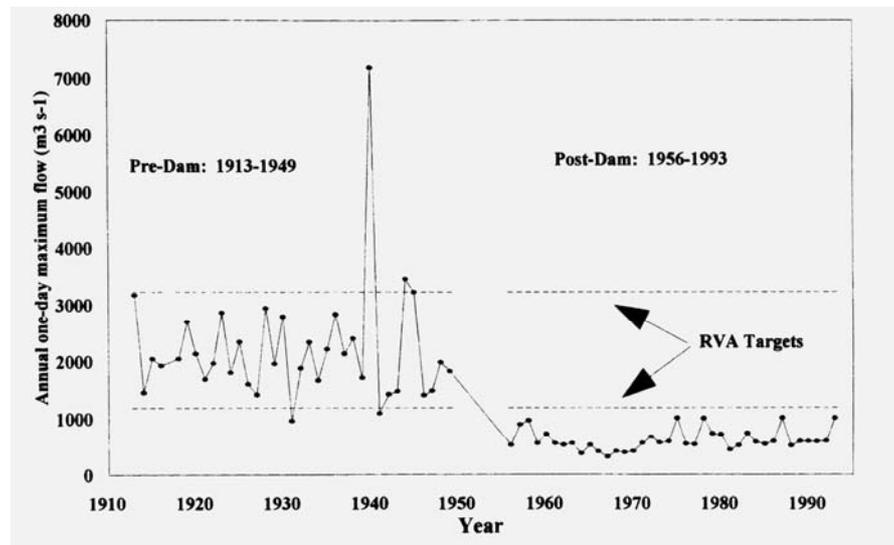


Fig. 2-13: Anwendungsbeispiel der IHA Methode (Richter et al., 1996) am Roanoke River in North Carolina/USA nach dem Bau eines Hochwasserspeichers im Jahr 1956. Dargestellt ist einer der 32 Untersuchungsparameter, das durchschnittliche 1-Tagesmaxima [$m^3 s^{-1}$] in den Jahren vor und nach dem Speicherbau. Die horizontalen Linien zeigen die Spannbreite der Werte aus der Zeit vor dem Bau an. Als Managementziele gelten der Mittelwert der aus der Zeit vor dem Bau des Speicher $\pm 1SD$ (aus (Richter et al., 1997); RVA = Range of Variability Approach).

Wie geeignet sind die hydrologischen Ansätze?

Ohne Zweifel prägt der hydrologische Charakter das Gewässerökosystem sehr stark. Die jahreszeitliche Abflussschwankungen spielen mit ihren typischen Hoch- und Niederwasserperioden eine der wichtigsten Rollen bei der Zusammensetzung einer gewässertypischen Biozönose. Regelmässige Störungen sind sowohl für die Gewässerfauna als auch für die angrenzenden Auengebiete von elementarer Bedeutung (Junk et al., 1989; Resh et al., 1988; Wootton et al., 1996). Da die Gewässerdynamik eine der wichtigsten Störgrößen der Fließgewässer ist, sollte sie auch in den Bewertungsansätzen eine prominente Rolle spielen. Leider ist die praktische Umsetzung dieses Gedankens nicht trivial.

Wichtige gewässerprägende Abflussereignisse sind durch sehr lange Wiederkehrintervalle gekennzeichnet und eine allgemeine Beurteilung der hydrologischen Situationen ist nur bedingt möglich, da sie auf sehr individuellen Kurz-, Mittel- und Langzeitereignissen beruht (Jones, 1997; Kondolf, 1998; Sparks et al., 1990). Verlässliche hydrologische Analysen sollten zumindest auf detaillierten Messreihen beruhen, die über die letzten 20 Jahre erhoben wurden (Richter et al., 1997)). Diese Anforderung dürfte jedoch für viele angewandten Projekte kaum in einem realistischen Zeitfenster liegen, es sei denn, die Daten liegen bereits vor (z.B. wegen Kraftwerksbauten oder nationaler Monitoringprogramme).

Grundsätzlich ist es daher nachvollziehbar, dass viele Verfahren versuchen, den einfacheren Weg über einzelne hydrologisch-statistische Kenngrößen zu gehen, selbst wenn die selektive Auswahl der Messgrößen der komplexen Gewässerdynamik nicht gerecht wird. (DvWK, 1996; Jorde, 1997; Mader, 1992). In der Regel entbehren diese Methoden aber einer direkten ökologischen Grundlage oder Bezugsgröße, so dass sie möglicherweise zwar eine objektive Bewertung vorgeben, dieser ökologisch jedoch nicht entsprechen. Einfache hydrologisch-statistische Verfahren sind deshalb als fundiertes Bewertungsinstrument ungeeignet.

Hingegen bauen die umfassenden hydrologischen Methoden auf einer gut untermauerten Datengrundlage auf (Richter et al., 1996; Richter et al., 1997). Sie integrieren die wichtigsten hydrologischen Charakteristika, die für das Zusammenspiel aus Abfluss, Morphodynamik und Biozönose bedeutend sind (Wiederkehrhäufigkeit und Ausmass der Hochwasserereignisse, Anstiegs- und Abfallcharakter der Hochwasserkurven usw.). Da als Bemessungsansatz der direkte Vergleich zwischen der Situation vor und nach einem Eingriff zugrunde liegt, dürften die Verfahren jedoch infolge mangelnder Datenlage nicht immer direkt anwendbar sein. Mit gewissen Einschränkungen kann der ursprüngliche Zustand anhand von Simulationsmodellen oft rekonstruiert werden. Geht man zudem davon aus, dass das hydrologische Regime in den meisten Fällen wegen einer direkten anthropogenen Nutzung verändert wurde (zur Trinkwasser- oder Wasserkraftnutzung, zur Bewässerung usw.), so dürften auch die postulierten Bewertungsziele, die innerhalb der natürlichen Schwankungsbreite des Abflusses liegen sollen, als unrealistisch gelten. Erschwerend kommt hinzu, dass die oben diskutierten Kritikpunkte v.a. durch das Zusammenspiel zwischen Abfluss und individueller Morphologie stark variiert und modifiziert werden. Gerade diese Interaktion hat einen entscheidenden Einfluss auf die Qualität der hydraulischen Habitate und ihrer Besiedlung (Jorde & Bratrich, 1997; Statzner et al., 1988). Rein hydrologische (wie auch rein morphologische) Bewertungsansätze verlieren somit immer dann an ökologischer Relevanz, wenn sich strukturelle und hydrologische Eingriffe überlagern. Da diese Veränderungen in den meisten anthropogen beeinflussten Gewässern allerdings Hand in Hand gehen, sollten nur solche Bewertungsansätze zum Einsatz kommen, die das Zusammenspiel zwischen Morphologie und Abfluss berücksichtigen.

Zu klassischen Verfahren in diesem Zusammenhang zählen v.a. die Arbeiten, die Bovee bereits Anfang der 80er Jahre vorgestellt hatte und die seit dieser Zeit ständig weiterentwickelt und verbessert wurden (Bovee, 1986; Bovee et al., 1998). Sie erfassen die physikalisch-morphologischen Gegebenheiten einer Gewässerstrecke direkt (z.B. über Querprofile, Breiten- und Tiefenvarianz, benetzte Flächen usw.) und überlagern mit Hilfe eines Simulationsmodells das individuelle Abflussgeschehen. Auf diese Weise kann beispielsweise die statistische Verteilung der individuellen Tiefen, die benetzte Fläche, die Anbindung von Seitenarmen usw. in Abhängigkeit eines beliebigen Abflusses simuliert werden. Die Qualität der hydraulischen Habitate wird also aufgrund der örtlichen strukturellen Vielfalt sowie der jeweiligen Abflussscharakteristik individuell beschrieben. In Kenntnis der hydraulischen und morphologischen Präferenzen einzelner Organismen ist es anschliessend möglich, dieses potentielle Habitatangebot mit den Ansprüchen einzelner Organismen zu verknüpfen, um zu einer ökologisch begründeten Beurteilung zu gelangen. Selbst im Bewusstsein, dass mit solch hydraulisch-morphologischen Ansätzen keine Prognose in Bezug auf ein gesamtes Einzugsgebiet erstellt werden kann, so überzeugen die Methoden doch v.a. bei Untersuchungen, die sich auf einzelne Gewässerstrecken oder Seitengewässer beziehen. Da sie den ökologischen Zustand der Gewässer auch ohne zu grossen Untersuchungsaufwand relativ gut abbilden können, etablierten sich die Verfahren innerhalb der letzten Jahrzehnte mit wachsendem internationalen Interesse (Bergkamp et al., 2000; Hruby, 2001; Kleynhans, 1996).

2.2.2 Top-down Ansatz: Bewertung aufgrund biologischer Kenngrössen wie Indikator-, Schlüssel- oder Flaggschiff taxa

Die Erklärungskonzepte, die hinter den top down Modellen stehen, gehen auf sehr alte ökologische Konzepte zurück und beziehen sich v.a. auf Zeiger- oder Schlüsseltaxa („indicator“ und „keystone“ Taxa). In einigen Bewertungsansätzen kommen zusätzlich eher politische orientierte Konzepte hinzu, die sich auf sogenannte „flagship“ Taxa beziehen. Obwohl diese Taxa nicht (unbedingt) auf die oben erwähnte kausale Wirkungskette (Fig. 2-12) verweisen, sind sie dennoch oft in den Managementkonzepten integriert und werden daher im Folgenden ebenfalls erläutert.

Indikatorarten: Älteste Bewertungstradition im Gewässermanagement

Zu den ältesten Verfahren der Fließgewässer Bewertung gehören Bewertungsansätze, die sich auf Zeiger- bzw. Indikator taxa beziehen (Reynoldson et al., 1997). Bereits Anfang des letzten Jahrhunderts wurden zur Untersuchung der Gewässergüte Indikatorarten ausgewählt die auf spezifische Umwelteinflüsse; z.B. auf Abwasserbelastung²³ reagieren (Lauterborn, 1901). Die rund 300 pflanzlichen und über 500 tierischen Arten, die damals von Kolkwitz und Marson veröffentlicht wurden (Kolkwitz & Marsson, 1909), geben stellvertretend Auskunft über den

²³ „Ich bin fest überzeugt, daß wir es hier mit einer wohlumgrenzten Lebensgenossenschaft zu thun haben, die ganz bestimmte Anforderungen an ihre Umgebung stellt. Ich nenne diese Genossenschaft nach ihrem Aufenthaltsort die sapropelische. Eine besondere Bedeutung dürfte der sapropelischen Lebewelt noch dadurch zukommen, daß zahlreiche und sehr charakteristische Formen aus ihrem Bestande auch in den durch fäulnisfähige Abwässer sich wiederfinden. (Lauterborn, 1901).

organischen Verschmutzungsgrad der Gewässer. In den 60er und 70er Jahren, in denen die Flüsse und Seen immer massiveren stofflichen Belastungen ausgesetzt waren, erlebte dieser saprobielle Bewertungsansatz einen starken Aufschwung. 1962 wurde das ursprüngliche System auf rund 260 Leitarten reduziert (Liebmann 1962 nach (Moog, 1991) und durch (Sládeček, 1973) zum heute bekannten fünf Saprobien-systeme weiterentwickelt.

Tab. 2-1: Ausgewählte Vorteile des Makrozoobenthos (MZB) und der Fische als Indikatoren der Fließgewässer Bewertung (verändert und ergänzt nach (EAP, 2001b; Karr, 1987; Moog, 1993; Rosenberg & Resh, 1993; Schiemer, 2000)).

Vorteile des Makrozoobenthos (MZB)	Vorteile der Fische
<ul style="list-style-type: none"> ▪ MZB zeigt nur bedingte Eigenbewegung, so dass lokale Umwelteinflüsse nicht durch Abwanderung kompensiert werden. ▪ Durch lange Entwicklungszyklen integriert es diese Umwelteinwirkungen über grosse Zeiträume. ▪ Eine hohe Taxavielfalt sowie individuelle Spezialisten lassen detaillierte Ursachenanalyse zu. ▪ Durch die nicht aquatischen Entwicklungsstadien kann sich das MZB in weit entlegene Gebiete verbreiten und kommt auch in Regionen vor, in denen höhere Organismen nicht mehr vorkommen. ▪ MZB ist in sehr vielen Gewässertypen und unterschiedlichen Habitaten meist in hoher Abundanz vorhanden und somit gut zu erfassen. ▪ Qualitative Beobachtungen und Monitoring sind relativ einfach und kostengünstig. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Viele Fischarten sind sehr spezifisch an natürliche Habitatbedingungen angepasst. ▪ Als wandernde Arten integrieren sie über weite räumliche Distanzen. ▪ Die meisten Fischarten haben eine sehr lange Lebensdauer, die sie ausschliesslich im Wasser verbringen und anhand der sie über lange Zeiträume Stress anzeigen. ▪ Fischgemeinschaften schliessen i.d.R. eine grosse Vielfalt unterschiedlicher Ernährungstypen und mehrere Trophiestufen (incl. Topprädatoren) ein. Sie geben daher repräsentativ Auskunft über den Zustand der gesamten Lebensgemeinschaft. ▪ Fische sind gut sichtbar, leicht zu untersuchen und einfach im Feld zu bestimmen. ▪ Häufig sind gute historische Dokumentationen über Zusammensetzung und Populationsdynamik der Taxa vorhanden. ▪ Viele Fischarten stehen auf der roten Liste und sind daher besonders schützenswert und/oder haben einen hohen gesellschaftlichen Wert. Sie dienen daher häufig als „Flaggschiff-taxa“.

Später, und mit zunehmend komplexeren Stressursachen, veränderte sich auch die Auswahl der Zeigertaxa. Diese umfassen heute nahezu alle taxonischen Gruppen und reichen von Insekten spezifischen Bakterien (Lemly & King, 2000) über verschiedenste Invertebraten (Braukmann, 1987; Wasserwirtschaft, 1996) bis hin zu über 100 Vertebraten (zusammengefasst in (Hilty & Merenlender, 2000)). Werden bei (Whithed et al., 2000) beispielsweise Vögel und bei (Croonquist & Brooks, 1991) Vögel und Säugetiere als Indikatoren zur Charakterisierung von Feuchtgebieten benutzt, so gehen (Moyle & Randall, 1998) davon aus, dass Fische und Frösche einen hohen Indikatorwert zeigen, um den Zustand der Gewässereinzugsgebiete zu beschreiben. (Hill et al., 2000) hingegen charakterisieren anhand der Periphythonzusammensetzung den Belastungszustand der Gewässer. Zum Teil zeigen die Indikator-taxa sehr spezifische Stressursachen an wie z.B. Säurebelastungen, Schwermetalle, PCBs usw. (Arndt et al., 1987; Böhmer & Rahmann, 1993; Brakke et al., 1994). In anderen Fällen werden sie zur allgemeinen Beurteilung anthropogener Landschaftsveränderungen verwendet (Whithed et al., 2000) oder um generelle Umweltveränderungen bzw. kumulative Stressursachen zu dokumentieren (Bortone & Davis, 1994; Croonquist & Brooks, 1991).

Indikatortaxa umfassen Einzelarten, Gesellschaften oder ganze Gruppen (taxonomische wie funktionelle Tier- oder Pflanzengruppen). Allerdings zeigt der quantitative Vergleich, dass nach wie vor die Besiedlungsmuster der benthischen Invertebraten und Fische zu den häufigsten und wichtigsten Indikatoren der Fließgewässer Bewertung zählen (Jungwirth et al., 1995; Moog, 1993; Rosenberg & Resh, 1993; Schiemer, 2000; Schmutz & Jungwirth, 1999; Schmutz et al., 2000; Yoder & Smits, 1999). Diese zum Teil historisch begründete Dominanz erscheint aufgrund der spezifischen Anpassung beider Organismengruppen (Tab. 2-1) zumindest ökologischen sinnvoll.

*Pragmatische Ansätze:
„keystone and umbrella“
Taxa*

Mit dem Konzept der „keystone species“ greifen die Bewertungsansätze auf ein klassisches ökologisches Konzept der 60er Jahre zurück (Paine, 1966; Paine, 1969). Demnach gibt es in allen Ökosystemen spezifische Arten, die für den Erhalt des Gesamtsystems, d.h. sowohl für die Struktur als auch für die Funktion der Ökosysteme eine kritische Rolle spielen. Diese Schlüsselarten sind im Vergleich zu anderen Arten von aussergewöhnlicher Bedeutung, da sie in der Regel eine wichtige trophische Schlüsselrolle einnehmen und durch ihr Vorhandensein die Struktur und Organisation des Gesamtsystems prägen (Creed, 2000). Per Definition hat das Verschwinden einzelner Schlüsselarten, z.B. das Verschwinden anadromer Fische in Fließgewässern, einen umfassenden Einfluss auf das gesamte Ökosystem (Willson & Halupka, 1995). Aufgrund der konzeptionellen Attraktivität des „keystone species“ Prinzips sowie aufgrund seiner methodischen Vorteile, verbreitete sich die Idee sehr rasch in Schutz- und Managementkonzepten (Mills et al., 1993; Simberloff, 1998). Dabei wurde der Begriff der keystone species im Laufe der Zeit auf viele Arten und unterschiedliche Trophiestufen ausgedehnt (Mills et al., 1993). In den klassischen Arbeiten wird v.a. auf die Bedeutung der Prädatoren (karnivore Fische, Seeotter, Seestern usw.) hingewiesen (Duggins, 1980; Esters & Palmisano, 1974; Paine, 1966; Paine, 1969). Verschwinden diese, so kann sich das gesamte Artengefüge massiv verändern. Einzelnen Arten, die zuvor der natürlichen Kontrolle durch die Räuber unterlagen, ermöglicht dies eine schlagartige und dominante Ausbreitung, so dass sie das ursprüngliche Ökosystemgefüge völlig verändern können. Ebenso kann aber auch die Dichte der Beutetiere das Gleichgewichtsgefüge eines Ökosystems zentral steuern oder einzelne Arten (wie z.B. die Biber) können allein durch ihr Verhalten eine prägende Schlüsselrolle im Gesamtsystem einnehmen (Suter et al., 1998). Neuere Bewertungsansätze gehen ferner davon aus, dass manche Arten (ggf. auch Schlüsseltaxa) spezifische Habitatansprüche mit sehr grossen Raumbedürfnissen kombinieren, so dass ihre Anforderungen an die natürliche Beschaffenheit der Umwelt ein ausgesprochen weites Spektrum und Ausbreitungsgebiet umfassen. Der Schutz dieser sog. „umbrella“ Arten umfasst daher automatisch auch den Schutz für vieler anderen Arten (Suter et al., 1998). Aufgrund dieser Voraussetzungen eignen sie sich „Schlüsselindikatoren“ (Braukmann & Pinter, 1997) oder „umbrella“ Taxa (Simberloff, 1998) besonders gut zur Bewertung.

Werbung für den Umweltschutz: Das Modell der flagship species

Ein letzter (quasi) konzeptioneller Ansatz, der sich auf die Bewertung anhand einzelner Arten oder Taxa konzentriert, umfasst die sogenannten „flagship“ Taxa. Dieser Ansatz, der tendenziell weniger ökologisch als viel mehr politisch motiviert ist, ist im internationalen Gewäs-

sermanagement weit verbreitet (Shrader-Frechett & McCoy, 1993; Simberloff, 1998). Um einen möglichst hohen Bekanntheitsgrad eines Projekts sowie eine möglichst grosse Akzeptanz innerhalb der Bevölkerung zu erlangen, wird in diesem „Konzept“ häufig der Schutz „charismatischer“ oder sehr seltener Arten in den Vordergrund gerückt (Fig. 2-14). In Europa oder USA sind dies u.a. Arten, die auf der roten Liste stehen bzw. durch den „Endangered Species Act“ geschützt sind. Selbst wenn die Taxa im strikten ökologischen Sinn keine Schlüsselrolle einnehmen und häufig auch keine eindeutige Indikatorfunktion ausführen, so werden sie dennoch oft als „emotionales“ Management-tool eingesetzt. „Flagship“ Taxa dienen somit weniger dazu, den Zustand des Gesamtsystems adäquat zu beschreiben, als für umfassende ökologische Massnahmen zu werben (Simberloff, 1998). Eines der bekanntesten europäischen Beispiele ist die Erfolgsgeschichte des "Aktionsprogramm Rhein - Lachs 2000", mit dem die 1950 gegründete Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) viele ihrer Massnahmen, v.a. aber diejenige Förderung der Wanderfische erfolgreich unterstützen konnte (IKSR, 2004).

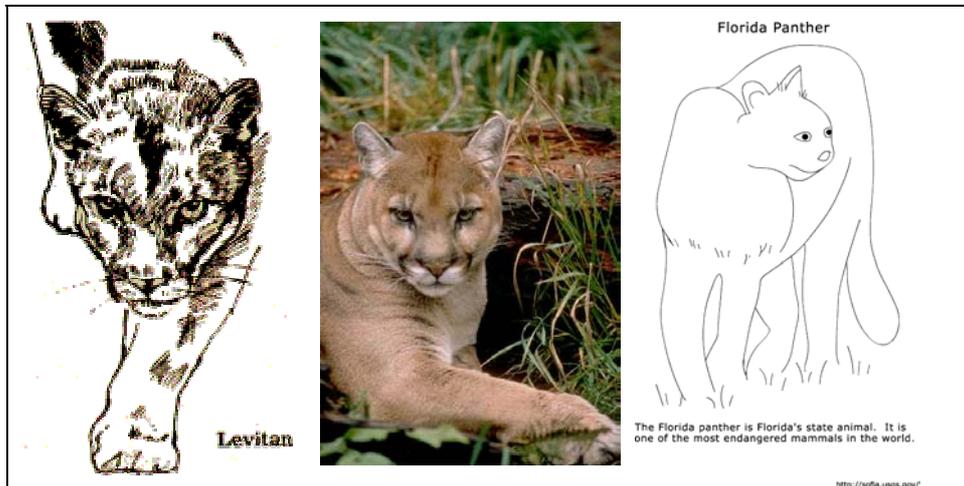


Fig. 2-14: Florida Panther (*Felis concolor coryi*), eine typische „flagship species“, die zum Symbol einer umfassenden Revitalisierungskampagne wurde. Obwohl sich der Panther aus ökologischer Sicht nur bedingt als Indikatorart eignet, tauchte er in unzähligen Werbe- und Informationsmaterial auf und die Bevölkerung Floridas zahlt durchschnittlich \$66 Unterstützung pro Person und Jahr, nur um das Tier auf ihren Autoplaetten zu haben. Zudem übernahmen staatliche Stellen die Kosten für den Erwerb von 12000ha „Panther National Wildlife Refuge“ sowie zusätzliche \$1,4 Mio. für den Habitatschutz obwohl der Schutzstatus selbst mit besten Schutzmassnahmen keineswegs gesichert ist (Shrader-Frechett & McCoy, 1993; Simberloff, 1998). Bildquellen: (Everglades National Park, 2000; Sofia et al., 2000; U.S. Fish & Wildlife Service, 2001).

Bemessungsprinzip

Die top-down Bewertungsmodelle kennen zwei grundlegend unterschiedliche und meist gegenseitig umstrittene Bemessungsprinzipien zur Charakterisierung eines Gewässerzustands. Einerseits handelt es sich um einen sogenannten multimetrischen Bemessungsansatz, andererseits um multivariate Prognose Verfahren. Die beiden Ansätze unterscheiden sich sowohl durch die Festlegung der Referenz, auf die sie ihre Bewertung beziehen als auch durch die Methode mit der sie die biologischen Daten auswerten und die Ergebnisse klassifizieren (Norris & Thoms, 1999; Resh et al., 1995; Reynoldson et al., 1997).

Bemessungsprinzip: *Referenzwahl*

Multimetrischen Verfahren postulieren *vorab* eine Referenzsituation, welche sie entweder aufgrund einer nahegelegenen natürlichen Gewässerstrecke bestimmen oder anhand typologischer Kenngrößen (wie Seehöhe, Gefälle, Landnutzung, Leitfähigkeit, Gewässertiefe und -breite, Strömungsverhältnisse, Beschattung usw.) konstruieren. Für diese Gewässerstrecken wird eine natürliche Besiedlungssituation incl. der jeweiligen Zeiger-, Keystone- oder Flaggschiff taxa postuliert und mit der Besiedlung der beeinflussten Untersuchungsstellen verglichen (Barbour et al., 1992; Barbour et al., 1995; Barbour et al., 2000). *Multivariate Verfahren* kennen hingegen *a priori kein* bestimmtes Besiedlungsbild, welches aufgrund rein physikalisch-chemischer Kenngrößen postuliert wird. Durch Felderhebungen ermittelt diese Methoden zunächst repräsentativ und flächendeckend die natürliche Besiedlung einer Region. Die Untersuchungen sollten dabei möglichst unterschiedliche Fließstrecken abdecken aber möglichst wenig anthropogen beeinflussten sein. Alle Ergebnisse der Felduntersuchungen werden anschliessend mit Hilfe von Clusteranalysen zu ähnlichen Besiedlungsgruppen zusammengefasst und erst dann mit typischen physikalischen und chemischen Kenngrößen korreliert (Hawkins et al., 2000; Norris & Hawkins, 2000; Wright, 1995; Wright et al., 1992). Damit steht eine Datenbank zur Verfügung, welche die potenziell natürliche biologische Besiedlungsmuster für die jeweiligen physikalisch-chemischen Gewässertypen prognostiziert. Diese prognostizierten Referenzdaten berücksichtigen die natürliche biologische Variation der Gewässer und können mit der tatsächlichen Besiedlung eines beeinflussten Abschnitts verglichen werden.

Bemessungsprinzip: *Klassifizierung*

Analog zu den klassischen Arbeiten (Karr, 1981; Karr, 1987) erfolgt die Klassifizierung der *multimetrischen Verfahren* mit Hilfe unterschiedlicher Attribute (z.B. Artenreichtum, trophische Zusammensetzung, Abundanz) sowie aufgrund mehrerer Messgrößen (z.B. Anzahl aller Arten, Anzahl spezifischer Arten, Verhältnisse bestimmter Ernährungstypen zueinander usw.). Je nach prozentualer Übereinstimmung mit der natürlichen bzw. theoretisch postulierten Referenzsituation wird für jede Messgrösse ein genau festgelegte Klassifizierung vorgenommen. Zusammengefasst ergeben diese Einzelklassen einen Indexwert, welcher den Gesamtzustand des Gewässers beschreibt (z.B. (Hilsenhoff, 1988)²⁴, (Kerans & Karr, 1994)²⁵, (Deshon, 1995)²⁶, (Karr, 1981; Karr et al., 1986; Simon & Lyons, 1995)²⁷.

Im Gegensatz dazu quantifizieren die *multivariaten Verfahren* den Gesundheitszustand eines Gewässers durch das Verhältnis „vorkommender Arten einer Untersuchungsstrecke“ zu „theoretisch vorkommender Arten“, die entsprechend der Datenbankreferenz vorhergesagt werden. Der Gewässerzustand wird dann in einem sog. O/E Verhältnis²⁸ angegeben, welches theoretisch Werte zwischen Null (keine Übereinstimmung) und eins (vollständige Übereinstimmung) annehmen kann. Die-

²⁴ FBI: Family-Level Biotic Index (Makrozoobenthos, MZB).

²⁵ B-IBI: Benthic Index of Biotic Integrity (MZB).

²⁶ ICI: Invertebrate Community Index (MZB).

²⁷ IBI: Index of Biotic Integrity (Fische).

²⁸ "A measure of degradation is then obtained by observing (O) the taxa at a site, comparing them with the taxa that predictive models expects (E) to find there and expressing the deviation as a ratio (O/E). in practice, impairment is inferred if the O/E value measured at a site falls outside the error inherent in predicting E and estimation O/E" (Norris & Hawkins, 2000; p.7).

ser Ansatz etablierte sich in zunächst v.a. in Grossbritannien und Australien (z.B. (Wright, 1995)²⁹ und wurde inzwischen auch erfolgreich in den USA angewandt (Reynoldson et al., 1995)³⁰, (Hawkins et al., 2000)³¹.

Wie geeignet sind die top down Verfahren

Bewertungsmethoden, die auf biologischen Kenngrössen aufbauen, zählen nicht zu Unrecht zu den am meist verbreitetsten Bewertungsansätzen des Fliessgewässer Managements. Aufgrund der langen Tradition sowie aufgrund der immer weiter optimierten methodischen Ansätze liegen inzwischen umfangreiche ökologische Hintergrundinformationen der Gewässer vor. Dies erlaubt in vielen Fällen eine wissenschaftlich fundierte Verwendung der entsprechend Methoden. Hinzu kommt, dass spezifisch angepasste Organismen nicht nur Umweltbelastungen generell anzeigen, sondern zudem Hinweise auf deren Ursache geben können. Nach (Karr & Chu, 1999) geben die biologischen Indikatoren gar die deutlichsten Hinweise in Bezug auf eine anthropogenen Beeinflussung der Fliessgewässer. Aus pragmatischer Sicht wird dies durch die Tatsache ergänzt, dass lebendigen Organismen i.d.R. ein höherer Schutzstatus zugesprochen wird, als abiotischen Kenngrössen. Wie u.a. die Erfahrung aus den USA zeigt, können einzelne keystone oder flagship Arten sogar dazu dienen, einen grossflächigen und überregionalen Habitatschutz zu begründen, sofern ihre legislative Auslegung - in dem Fall im Rahmen des "Endangered Species Act" - gezielt dazu verwendet wird³². Dieser pragmatischer Ansatz führte in vielen Fällen zu einem nachweislichen Erfolg der Umweltschutzprojekte. Schliesslich konnte in einigen Fällen selbst unter finanziellen Gesichtspunkten gezeigt werden, dass biologische Monitoringprogramme günstiger abschneiden als die konventionellen abiotische Untersuchungen (Karr & Chu, 1999)³³. Dies dürfte für den Erfolg einiger Projekte nicht unwichtig sein.

Dennoch dürfen die methodischen Vorteile nicht darüber hinweg täuschen, dass die Auswahl geeigneter Zeiger-, Keystone- oder Flaggschiff taxa mit zu den anspruchsvollen Aufgaben innerhalb des Umweltmanagements zählt (Obrist & Duelli, 1998). Indikatoren reagieren i.d.R. nur auf einzelne Bereiche spezifisch (Simberloff, 1998) und es gilt in den meisten Fällen nach wie vor empirisch zu klären, welche Schlüsselart einen signifikanten Einfluss auf spezifische Ökosystemprozesse hat (Loreau et al., 2001). Zudem kann der Schutz einzelner Zieger- oder Flaggschiffarten zu sehr widersprüchlichen Naturschutzmassnahmen führen, da dabei nicht der Schutz des Gesamtsystems im Vordergrund steht, sondern nur der Erhalt einzelner „besonders wertvoller Arten“ (Moss, 2000; Simberloff, 1998). Typische Zielkonflikte treten z.B. dann auf, wenn ehemalige Auengebiete renaturiert werden und seltene Trockenstandorte (mit entsprechenden Arten) einer natürlichen Gewässerdynamik ausgesetzt werden sollen. Nach (Moss, 2000) ist daher der Schutz und das Management des Gesamtsystems zweifellos wichtiger,

²⁹ RIVPACS: River Invertebrate Prediction And Classification System (MZB).

³⁰ BEAST: Biological guidelines for freshwater sediment based on **BE**nthic Assessment of **S**ediment**T**.

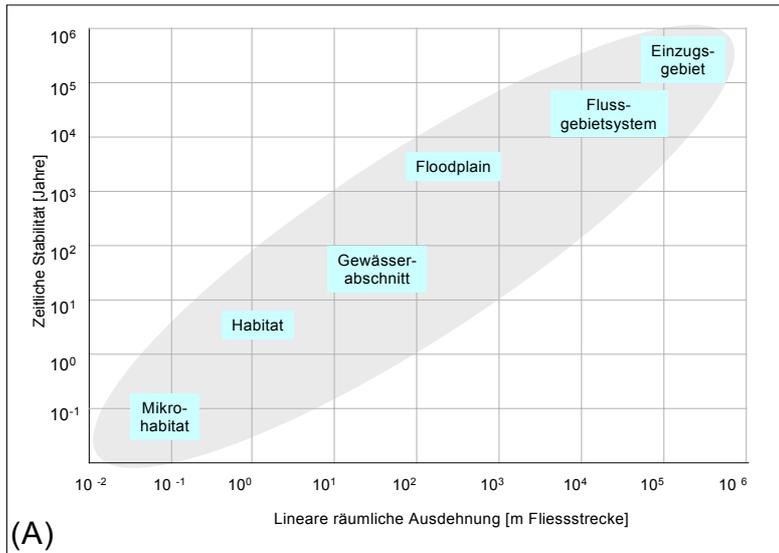
³¹ RIVPACS angewandt auf drei montane Regionen Kaliforniens (MZB).

³² Im April 2001 waren im Rahmen des ESA immerhin 1243 Arten als gefährdet oder bedroht erfasst und knapp 300 weitere für eine zusätzliche Erfassung vorgeschlagen (Hoekstra et al., 2002).

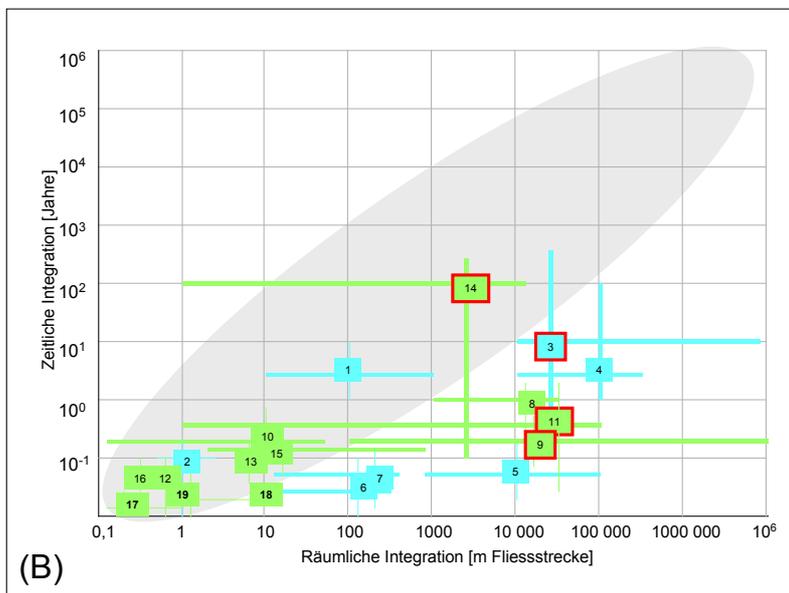
³³ "...in fact, the cost of biological monitoring is often less than that of more conventional approaches (Karr & Chu, 1999; p. 164).

als der Schutz einzelner Spezies, selbst wenn dies zu einem wesentlich höheren praktischen, politischen und juristischen Aufwand führen sollte. Daneben treten ausserdem Schwierigkeiten mit der Aussagekraft einzelner Indikatoren auf. In ihren Untersuchungen³⁴ zur Indikatorqualität verschiedener Tiergruppen konnten (Lawton et al., 1998) zeigen, dass keine der ausgewählten acht Tiergruppen eine gleiche Reaktion auf äusseren Stress anzeigte und dass diese Tierarten als Stressindikatoren somit ungeeignet sind. Berücksichtigt man zusätzlich noch die zeitlichen und räumlichen Dimensionen eines Gewässerökosystems, so wird die Indikatorwahl zusätzlich erschwert. Da die vollständige Funktionsfähigkeit eines Fließgewässers von mehreren zeitlichen und räumlichen Skalenebenen abhängig ist (Fig. 2-15, A) (Frissell et al., 1986; Minshall, 1988; Minshall et al., 1985; Townsend, 1996) sollten auch die Untersuchungen der Gewässerbewertung auf die relevanten zeitlichen und räumlichen Skalen eines Managementprojekts ausgerichtet sein (Minshall, 1988). Das wiederum bedeutet, dass eine geeignete Auswahl der Indikatoren die relevanten Skalen abbilden muss. Insbesondere bei Projekten, die das Einzugsgebiet der Gewässer betreffen müssten grossflächige und langfristige Veränderungen, wie geomorphologische oder klimatische Einflüsse erfasst werden können (Minshall et al., 1985; Naiman et al., 1992). Wie der Vergleich mit Fig. 2-15 (B) jedoch zeigt, konzentrieren sich viele der gängigen Indikatoren auf die Bereiche, die zwischen dem Mikrohabitat und einzelnen Gewässerabschnitten liegen. Hier wäre ggf. der Einsatz geomorphologischer oder paläolimnischer Methoden geeignet, um einen umfassenden Eindruck eines Fließgewässers zu erhalten. Ob diese Anforderungen allerdings wiederum mit den praktischen Ansprüchen der meisten Revitalisierungsprojekte vereinbar sind, scheint fragwürdig. Weniger fragwürdig - und auch aus praktischen Gesichtspunkten hilfreich - wäre allerdings die Integration zusätzlicher Tiergruppen in die Fließgewässer Bewertung. Wie (Innis et al., 2000) in ihrem Übersichtsartikel zeigen konnten, sind z.B. Reptilien und Säugetiere, besonders aber auch Vögel sehr gut geeignet, um Umwelteinflüsse über grössere räumliche Skalen zu integrieren. Da einige dieser typischen Bachbewohner (Biber, Eisvogel usw.) ausgesprochen geeignete Flaggschiffarten sind, wäre eine Erweiterung der „klassischen“ (benthischen und fischbiologischen) Kenngrössen durchaus wünschenswert.

³⁴ Die Untersuchungen von Lawton et al. (1998) wurden nicht in aquatischen Systemen, sondern in tropischen Regenwäldern durchgeführt. Sie gehen dennoch auf die allgemeine Indikatorproblematik ein.



(A)



(B)

- 1 Morphologie
- 2 Hydraulik
- 3 Hydrologie
- 4 Geschiebe
- 5 Physik
- 6 Chemie
- 7 Toxizität

- 8 Säuger
- 9 Vögel
- 10 Amphibien
- 11 Fische
- 12 Benthos
- 13 andere Invert.
- 14 Ufer-/Aueveg.
- 15 Makrophythen
- 16 Algen/Phytopl.
- 17 Mikroorganismen
- 18 biol. Prozesse
- 19 Detritus

Fig. 2-15: (A) Gegenüberstellung der wichtigsten Teilbereiche eines Gewässerökosystems in ihren zeitlichen und räumlichen Dimensionen (graue Fläche). (B): Im Vergleich dazu die zeitlichen und räumlichen Integrationsbereiche der Indikatormessgrößen, die am häufigsten zur der Fließgewässer Bewertung gebraucht werden (in Bezug auf (Frissell et al., 1986; Innis et al., 2000; Minshall, 1988; Townsend, 1996)).

Ein letzter wichtiger Diskussionspunkt, der die Eignung biologischer Bemessungsinstrumente betrifft, bezieht sich auf die Auswahl einer geeigneten Referenz (Norris & Thoms, 1999). Je nach Ausrichtung der Bemessungsmethode (multimetrisch oder multivariate) unterscheiden sich die Ansätze so grundlegend, dass die Diskussion über ökologisch relevantere bzw. der pragmatischere Wege in der Literatur entsprechend kontrovers geführt wird: im Sinne der wissenschaftlichen Glaubwürdigkeit verfechten die Befürworterinnen und Befürworter der multivariaten Verfahren den etwas aufwendigen Weg einer zentralen Referenzdatenbank (Hawkins et al., 2000; Norris & Hawkins, 2000). Ist diese jedoch erst einmal erstellt, so ist der Umgang mit ihr äusserst ein-

fach, verlässlich und sogar online per Internetzugriff zu bedienen. Aufgrund der Tatsache, dass jedoch für viele Gewässer noch keine entsprechende multivariate Datengrundlage vorhanden ist (aber dennoch Managementprojekte anstehen), sind die Fachleute der multimetrischen Ansätze davon aus, dass ihr Ansatz zur Bestimmung einer Referenz ausreicht, um zu verlässlichen Ergebnissen zu kommen. Nach (Barbour et al., 1992; Karr & Chu, 1999) sind deshalb regionale oder typologische Methoden ausreichend, um eine geeignete Referenz verlässlich zu ermitteln. Dies trifft zumindest dann zu, wenn die natürliche Varianz der biologischen Besiedlung berücksichtigt ist und wie z.B. in den USA bereits langjährige Erfahrungen mit der entsprechenden Methode vorliegt. Aufgrund der vielen berechtigten Argumente, die diesbezüglich diskutiert wurden, kommen (Reynoldson et al., 1997) in ihrem Übersichtsartikel daher letztlich zum Schluss, dass es möglicherweise sinnvoll ist, beide Verfahren nebeneinander stehen zu lassen und definitive Managemententscheidungen von beiden abhängig zu machen³⁵. Dieser Ansatz erscheint zumindest aus pragmatischer Sicht durchaus angebracht.

2.3 Multiple Modelle zur ökologischen Charakterisierung der Gewässerökosysteme

Theoretisches Erklärungsmodell

Im Gegensatz zu den beiden vorherigen, den holistischen bzw. repräsentativen Erklärungsmodellen nehmen die multiplen Bemessungsmodelle einen Zwischenstatus ein. Sie erheben zwar ebenso wie die holistischen Ansätze den Anspruch einer umfassenden Bewertung des Gesamtsystems. Um dies zu erreichen, benutzen sie jedoch nicht das Substitut eines allumfassenden und systemintegrierenden Indikators, der in Analogie zum Bruttosozialprodukt eine integrierte Aussage über den Gewässerzustand zulassen würde. Multiple Ansätze arbeiten vielmehr mit Hilfe unterschiedlicher Indikatoren bzw. Indikatorgruppen, die im Zusammenspiel und meist in der Summe der Einzelindikatoren Auskunft über den Zustand des Gesamtsystems geben. Im Gegensatz zu den repräsentativen Modellen erfolgt die Auswahl der Indikatoren nicht durch eine einzige grundlegende Wirkungskette, sondern vielmehr in Bezug zur konkreten Fragestellung des Gewässermanagementprojekts. Multiple Modelle verbinden abhängig von der individuellen Problemlage sowohl Teilaspekte der holistischen als auch Teilaspekte der repräsentativen Modell. Die Philosophie, die hinter den multiplen Bewertungsmodellen steht, baut im wesentlichen auf zwei theoretischen Strömungen auf: Zum einen folgt sie einem modernen Verständnis der Biodiversität, d.h. einem Ansatz, der v.a. aus der Grundlagenforschung stammt (z.B. Noss, 1990; Tockner & Ward, 1998; Ward & Tockner, 2001; Wilson, 1992). Zum anderen orientiert sie sich stark am Konzept des „integrierten Gewässermanagements“, welches v.a. auf aktuelle Schutz- und Nutzungsansprüche und somit auf eine angewandte Forschung ausgerichtet ist (z.B. Braukmann & Pinter, 1997; Bundi & Truffer, 2001; Burton, 1995; Downs et al., 1991; Falkenmark & Folke, 2000; Verdonschot, 2000). Die Konzepte zur Biodiversität liefern die ökologischen Anforderungen an die Bewertungsmodelle. Die Konzepte des integrierten Gewässermanagements unterstreichen diese Anforderun-

³⁵ „...do multimetric and multivariate analyses side by side and base the ultimate decision of site impairment on analysis and interpretation of both approaches.“ (Reynoldson et al., 1997, p. 850).

gen und ergänzen sie zusätzlich durch methodische und praktische Gesichtspunkte. Beiden Ansätzen ist die Annahme gemeinsam, dass ein Gewässer nur dann befriedigend zu bewerten ist, wenn alle *wesentlichen* Teilaspekte des Gewässerökosystems berücksichtigt sind (Fig. 2-16).

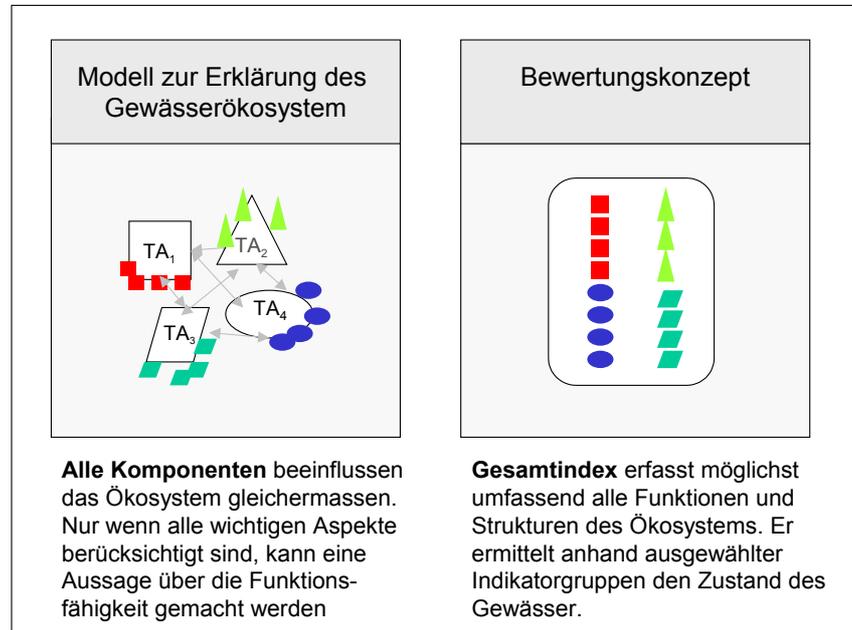


Fig. 2-16: Multiples Modell zur Charakterisierung und Messung des ökologischen Zustands; die Indikatoren, die das Umweltsystem erklären, sind identisch mit den Messindikatoren, die den Gesamtzustand als Systemeigenschaft bemessen. Sie erklären alle wichtigen Teilbereiche des Gewässerökosystems und zeigen u.U. mithilfe eines Summenparameters den Gesamtzustand des Gewässers an (Erklärung der einzelnen Symbole, vgl. Fig. 2-1).

Da der Begriff „Biodiversität“ in den modernen Konzepten bewusst nicht auf den Begriff der „Artenvielfalt“ reduziert ist, schliesst er die wichtigsten biotischen *und* abiotischen Aspekte auf unterschiedlichen Skalenebenen ein³⁶. Das Konzept gibt somit sinngemäss vor, dass bei der Auswahl der Bewertungsindikatoren unterschiedliche zeitliche und räumliche Gesichtspunkte der natürlichen Gewässerdynamik zu berücksichtigen sind (Noss, 1990; Ward & Tockner, 2001), die komplexen physikalisch-chemischen Wechselbeziehungen integriert werden (Carpenter et al., 1996) und alle wesentlichen Strukturen und Prozesse eingeschlossen sein müssen (Tockner & Ward, 1998). Zudem sollen die Verbindungen zwischen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen im Verfahren berücksichtigt werden, um u.a. den Grad der Fragmentierung bewerten zu können (Mooney et al., 1996; Tockner & Ward, 1998; Ward, 1997; Ward, 1998). In individuellen Fällen soll ausserdem der Schutz einzelner ökologischer „hot spots“ besondere Beachtung finden (Wilson, 1992; Wilson, 2000). Ergänzend liefert das Konzept des „integrierten Gewässermanagements“ die folgenden Bewertungsschwerpunkte: die Verfahren sollten sowohl Schutz als auch Nutzen

³⁶ „Newer concept of biodiversity encompasses all levels of organization while integrating biotic and abiotic patterns and processes across scales (Ward & Tockner, 2001). “Biodiversity cannot be reduced to a single quantifiable entity, but includes structural (habitat) diversity, compositional (species) diversity, and functional (processes) diversity at multiple levels of organization (Tockner & Ward, 1998)”.

orientierte Bewertungen ermöglichen ((Ast, 1999; Burton, 1995)), ökologische, ökonomische, soziale und kulturelle Abwägungen einschließen (Bundi & Truffer, 2001; Maguire, 1995) und nach Möglichkeit auf das ganze Einzugsgebiet bzw. die Gewässerlandschaft ausgerichtet sein (Falkenmark & Folke, 2000; Verdonschot, 2000). Aus pragmatischen Gründen bieten sich Verfahren mit unterschiedlich detaillierten Untersuchungsstufen an, die sowohl schnelle Übersichtsuntersuchungen als auch detaillierte Ursachenanalysen im Rahmen eines adaptiven Managements ermöglichen (Cairns, 1991; Roe & Van Eeten, 2001; Slocombe, 1998). Ferner sind die Indikatoren so auszuwählen, dass sie multiple Nutzungen einschliesslich der Landnutzung erfassen können (Falkenmark & Folke, 2000). Im Idealfall ist zu wünschen, dass die Indikatoren gut geeignet sind, um Simulationen und Prognosen unter unterschiedlichem Nutzungsdruck durchzuführen (Dent, 1997; Grant, 1998) und dadurch eine differenzierte Betrachtung und Bewertung der individuellen Systeme zulassen (Naiman & Turner, 2000). Neben der biologischen, morphologischen und physikalischen Bewertung sollten auch die Aspekte der Landschaft und Ästhetik eingeschlossen sein (Falkenmark & Folke, 2000).

Aus pragmatischen sowie aus theoretischen Überlegungen schliesst diese Art der Fließgewässer Bewertung eine Bemessung anhand alleinstehender Teilfaktoren (z.B. anhand einzelner Schlüsselarten) aus. Ebenso ist es illegitim alle Systemeigenschaften mit einem allumfassenden, also einem holistischen Indikator zu bemessen³⁷. Alle wichtigen Teilaspekte, die zur Erklärung der Funktionsfähigkeit eines Gewässerökosystems benutzt werden, sollten deshalb auch im Messsystem zu finden sein (Fig. 2-16). Die Kunst der multiplen Bewertungsmodelle besteht somit darin, mit Hilfe einer verlässlichen und dennoch praktikablen Auswahl verschiedener Indikatoren eine wahrheitsgetreue Skizze der ökologischer Zusammenhänge zu zeichnen, ohne dabei den Link zu den menschlichen Einflüssen und ihrer ökonomischen und sozialen Aktivitäten ausser Betracht zu lassen (Soberón et al., 2000).

2.3.1 Multiple Modelle in nationalen oder internationalen Regelwerken

Aufgrund der vielen multiplen Verfahren, die inzwischen im Bereich des Gewässerschutzes im Einsatz sind, können die nachfolgenden Kapitel nur eine exemplarische Auswahl vorstellen. Diese Auswahl soll einerseits einen nationalen und internationalen Überblick vermitteln und andererseits die wichtigsten Grundprinzipien des multiplen Bewertungsmodells veranschaulichen. Sie konzentriert sich daher auf Verfahren aus der Schweiz, der EU und aus den USA. Ebenso konnten die Verfahren an sehr kleinen bis sehr grossen Gewässern angewandt werden. Dies trifft ebenso für Aue- oder Ästuariengebieten zu. In Deutschland, Österreich, den Niederlanden oder Grossbritannien wurden mit der Einführung der ersten multiplen Ansätze die wichtigen Grundlagen für die weiter beschriebene EU Rahmenrichtlinie erarbeitet (EU, 2000b). Bedeutende Verfahren in diesem Zusammenhang, wären bei-

³⁷ „No single indicator will possess all the desirable properties, a set of complementary indicators is required to understand biodiversity” (Ward & Tockner, 2001).

spielsweise das LÖLF³⁸-Verfahren (LÖLF, 1985), die ÖNORM³⁹ (Chovanec et al., 2000; Muhar, 1996a; ÖNORM M6232, 1997), der kombinierte AMOEBA-RES⁴⁰ Ansatz (Brink et al., 1991; Nienhuis & Leuven, 1998; Verdonschot, 2000), die RCE-Methode⁴¹ (Petersen, 1992), oder das SERCON⁴²-Verfahren (Boon, 2000; Boon et al., 1997; Raven et al., 1998b). Ausserhalb Europas spielen multiple Ansätze u.a. im australischen ISC⁴³-Ansatz (Ladson & White, 2000) beim EHI⁴⁴-Prinzip (Cooper et al., 1995) oder aber auch bei international tätigen NGOs eine wichtige Rolle (Hygum, 2001). Im folgenden beschränke ich die Darstellung auf das Stufen-Modul-Konzept der Schweiz, die Wasserrahmenrichtlinie der EU sowie auf das Rapid Bioassessment Protocol der USA.

2.3.2 Stufen-Modul-Konzept (Schweiz)

*Stufen-Modul-Konzept:
Schweizer Ansatz der
Gewässerbewertung*

Die Fließgewässer der Schweiz sind im Vergleich zu anderen Ländern einem sehr starken, anthropogenen Nutzungsdruck ausgesetzt. Ein relativ hoher Siedlungs- und Nutzungsdruck innerhalb der Einzugsgebiete führte dazu, dass sich heute weniger als 10% der Fließgewässer in einem morphologisch intakten Zustand befinden (BUWAL, 1998a). Da die Schweiz ausserdem im internationalen Vergleich die grösste hydroelektrische Wasserkraftnutzung bezogen auf ihre Landesfläche aufweist (Truffer et al., 2001), sind viele Fließgewässer durch eine sehr starke Verschiebung des gewässerökologischen Gleichgewichts gekennzeichnet. Im gesamteuropäischen Vergleich zählen die schweizerischen Gewässer aufgrund massiver morphologischer und hydrologischer Veränderungen zu den am stärksten beeinflussten Gewässern (Hygum, 2001). Dagegen konnte ihre stoffliche Belastung innerhalb der letzten drei Jahrzehnte deutlich verbessert werden (Bundi & Truffer, 2001). All diese Randbedingungen führten dazu, dass in der Schweiz ein neues Bewertungsverfahren entwickelt wurde. Dieses Verfahren sollte spezifisch an die neue Nutzungs- und Belastungssituation angepasst sein und eine Gesamtanalyse der genutzten Einzugsgebiete ermöglichen (Bundi et al., 2000; BUWAL, 1998a). Neben der Bemessung und Bewertung des aktuellen Zustands soll das Verfahren ebenfalls detaillierte Ursachenanalysen ermöglichen sowie die Ermittlung ökologisch sinnvoller Verbesserungsmaßnahmen gewährleisten. Die gewonnenen Informationen sollen u.a. so ausgestaltet sein, dass sie als informative Grundlage für zukünftige Revitalisierungsprojekte dienen können. Das Stufen-Modul-Konzept ist deshalb in unterschiedlichen methodischen Detailierungsgraden konzipiert und umfasst innerhalb einzelner Module sowohl biotische als auch abiotische Indikatoren (Fig. 2-17).

³⁸ LÖLF: Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung (NW, Germany).

³⁹ ÖNORM M 6232: Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern (Austria).

⁴⁰ AMOEBA: A Method Of Ecological and Biological Assessment (Netherlands)
RES: River Ecotope System (Netherlands).

⁴¹ RCE: The Riparian, Channel and Environmental Inventory for small streams (Sweden, Italy).

⁴² SERCON: System for Evaluating Rivers for Conservation (Great Britain).

⁴³ ISC: Index of stream condition (Australia).

⁴⁴ EHI: Estuarine Health Index (South Africa).

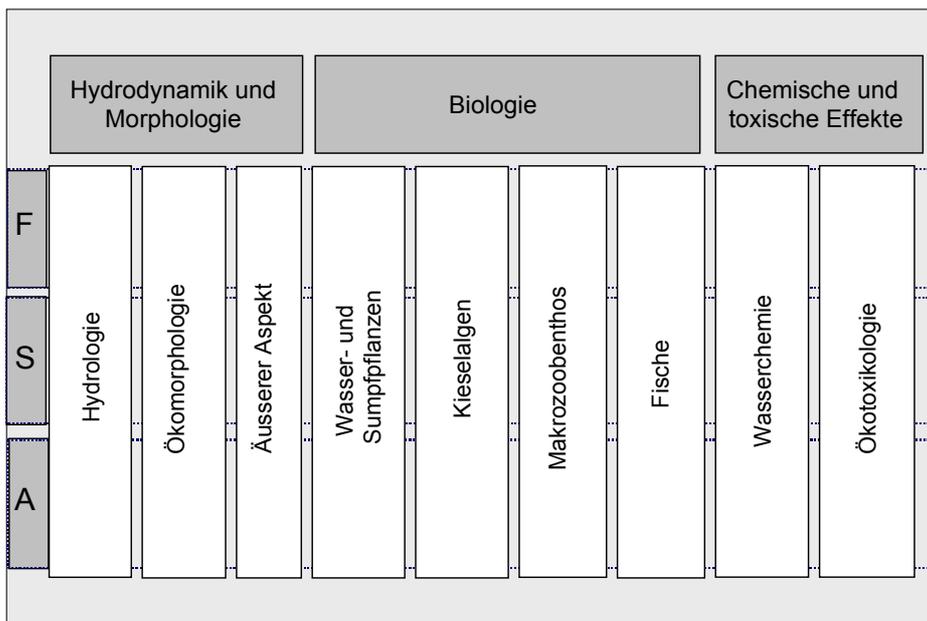


Fig. 2-17: Schema zum Schweizerischen Stufen-Modulkonzept: Die Untersuchung gliedert sich in die Stufe F, S und A. Stufe F steht für flächendeckende Übersichtuntersuchungen auf kantonaler oder regionaler Ebene, die mit einem geringen Aufwand durchgeführt wird, um die grossen Defizite der Gewässer zu ermitteln. Stufe S bezieht sich auf einzelne Gewässersysteme und ermöglicht mit mittlerem Aufwand eine differenzierte Erfassung der Defizite sowie die Entwicklung von Massnahmenplänen. Stufe A bezieht sich auf einzelne Abschnitte, die je nach Fragestellung umfassendere Analysen benötigen.

Bemessungsprinzip

Je nach Fragestellung einer geplanten Untersuchung werden im Rahmen des Stufen-Modul-Konzepts Indikatoren Fig. 2-17 ausgewählt. Ausserdem können die Erhebungen je nach Bedarf und Zielsetzung sowie entsprechend der zeitlichen und materiellen Rahmenbedingungen unterschiedlich detailliert durchgeführt werden. Die einzelnen Module wiederum sind aus drei Intensitätsstufen aufgebaut, die sich bezüglich Erhebungsaufwand und Beurteilungstiefe unterscheiden. Zur Bemessung des ökologischen Zustands der Gewässer gelten je nach Intensitätsstufe unterschiedliche Richtlinien. Auf der einfachsten Stufe F werden die Untersuchungsergebnisse anhand genau beschriebener Skalen in ein 4 Klassenschema unterteilt. Die Bemessung auf der detaillierteren Stufe S erfolgt anhand von Vergleichs- oder Referenzzuständen, die sich entweder auf eine räumliche, eine historische oder aber auf eine theoretisch rekonstruierte Referenz beziehen können. Alle Untersuchungen auf der detailliertesten Stufe A, die v.a. der Ursachenklärung der Störungsursachen dient, ist kein einheitliches Bemessungssystem vorgesehen. Die Untersuchungen sind innerhalb eines Moduls problemspezifisch durch entsprechende Fachpersonen auszuwählen.

Wie geeignet ist das Stufen-Modul-Konzept?

„Die umfassende Beurteilung eines Gewässers verlangt nach Beurteilungs- und Untersuchungsmethoden, die alle natürlichen und anthropogenen Einflüsse berücksichtigen“ (BUWAL, 1998a). Dieser Satz aus den Grundsätzen des Stufen-Modul-Konzepts fasst den generellen Aufbau sowie die zugrunde liegende Bewertungsphilosophie des schweizerischen Ansatzes zusammen. Grundsätzlich erscheint die Aufteilung in ein umfassendes und gleichzeitig individuell anpassungsfähiges Verfahren geeignet zu sein, um einem solchen Grundsatz ge-

recht zu werden. Der differenzierte methodische Ansatz eröffnet ferner die Möglichkeit, dem Systemgedanken der Fliessgewässer Bewertung auch unter praktischen Gesichtspunkten zu entsprechen, ohne dabei in zu grosse logistische, finanzielle oder zeitliche Schwierigkeiten zu geraten. Schliesslich scheint die Zusammenstellung der Module sowie die bis lang ausgearbeiteten Indikatoren und Attribute angemessen zu sein, um eine umfassende Beurteilung aller schweizerischen Fliessgewässer sinnvoll bewältigen zu können. Im Vergleich zu anderen Bewertungsansätzen sind im Stufen-Modul-Konzept neben den Standardparametern zudem auch umfassende hydrologische sowie eher experimentelle Ansätze, z.B. ökotoxikologische Untersuchungen integriert. Dies kann eine differenzierte und spezifisch auf die Nutzung angepasste Beurteilung erleichtern. Insgesamt decken die Module ein umfassendes Erhebungsprogramm ab, das sowohl biotische als auch abiotische Aspekte vereint, mehrere zeitliche und räumliche Skalen integriert und sowohl unter morphologischen, hydrologischen und biologischen Aspekten auf die Vernetzung der Lebensräume eingeht. Innerhalb der Verfahrensstufe S ist ausserdem eine Kosten-Nutzen-Abwägung möglicher Verbesserungsmassnahmen explizit eingeschlossen, so dass das Verfahren auch unter dem Aspekt des integrierten Gewässermanagements positiv zu bewerten ist.

Nicht oder zu wenig berücksichtigt sind zur Zeit noch generell die funktionellen Aspekte der Gewässerbewertung, so dass das Verfahren, v.a. im biologischen Bereich sehr stark auf klassische strukturelle Parameter ausgerichtet ist (Artenzahlen, Abundanz). Ausserdem stehen die umfassenden konzeptionellen Ideen zur Zeit nur sehr wenigen praktischen Anwendungen gegenüber. Bestimmte Elemente des Verfahrens stehen entweder noch nicht im Detail fertiggestellt oder sie sind nur teilweise, d.h. für einzelne Untersuchungsstufen verfügbar. Daher konnte das Verfahren in der Praxis nur bedingt getestet werden. Trotz des fundierten konzeptionellen Rahmens erscheint die Umsetzung in der alltäglichen Bewertungspraxis mit grossen Schwierigkeiten verbunden zu sein. Vermutlich ist es mühsam, ein solch umfassendes und ausführliches Untersuchungsprogramm innerhalb der gegebenen institutionellen und wissenschaftlichen Kulturen zu etablieren. Zumindest im schweizerischen Vollzug des Gewässermanagements scheint es nach wie vor äusserst kompliziert zu sein, weitergehende konzeptionelle Ansätze auch dauerhaft in der Praxis zu etablieren. Diese Aspekte der Praxistauglichkeit müssen zumindest in der Gesamtbeurteilung der Methode berücksichtigt werden. Für das Stufen-Modul-Konzept besteht daher ein berechtigtes Risiko, dass es als umfassendes Verfahren scheitern könnte. Als Baukasten für interessante Einzelelemente stehen seine Chancen jedoch gut.

2.3.3 EU-Wasserrahmenrichtlinie

Neue Akzente im europäischen Gewässerschutz

Nach einer langen Vorbereitungsphase verabschiedete die Europäische Union im Oktober 2000 die neue EU-Wasserrahmenrichtlinie und führte damit eines der modernsten Regelwerke der internationalen Gewässerschutzpolitik ein (EU, 2000a; EU, 2000b). Aufbauend auf dem Grundsatz, dass Wasser keine übliche Handelsware sondern ein „ererbtes Gut“ ist, stehen seither der Schutz und der sorgfältige, präventive Umgang mit dem Gut Wasser im Vordergrund. Die Richtlinie weist ausdrücklich auf qualitative *und* auf quantitative Ziele hin, d.h. sie berücksichtigt sowohl die Wassergüte als auch die Wassermengen. Alle Untersuchungen und Verbesserungsmassnahmen sollen auf das Einzugsgebiet, wenn möglich sogar auf eine „gesamte Flussgebietseinheit“ bezogen werden. Dies schliesst die aquatischen Systeme (incl. Grundwasser) sowie alle direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete ein. Entscheidungen zum Gewässermanagement sollten nur unter Beteiligung der betroffenen Bevölkerung getroffen werden und sind mit anderen politischen Bereichen wie z.B. Energie oder Verkehr abzustimmen. Neben der ökologischen Zustandsbeschreibung zählen Untersuchung der menschlichen Tätigkeiten sowie wirtschaftliche Analysen ebenso zum Bewertungskonzept. Nach dem Verursachungsprinzip steht dabei die Deckung der Kosten einschliesslich der umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten im Vordergrund. Um diese Anforderungen in der Praxis sinnvoll umzusetzen zu können, sind für die Fließgewässer alle in Tab. 2-2 zusammengefassten Teilbereiche, Indikatoren und Attribute zu untersuchen.

Bemessungsprinzip

Die Bemessung des ökologischen Zustands erfolgt aufgrund einer einheitlich vorgegeben Typologie. Für alle unterschiedlichen Gewässer sowie für alle in Tab. 2-2 erwähnten Indikatoren und Attribute liegen verbale Beschreibungen vor. Diese ermöglichen eine fünfstufige Bewertung, die zwischen einem „sehr guten“ und einem „schlechten“ Zustand liegen kann. Die jeweilige Zuteilung zu einer Klasse erfolgt relativ zu einem fiktiven Referenzzustand, der an den typologischen Gegebenheiten orientiert ist. Ein interessanter Aspekt, der in anderen Bemessungsmodellen bis lang i.d.R. noch nicht etabliert ist, bezieht sich auf alle stark anthropogen genutzten, massiv beeinflussten oder künstlich angelegten Gewässerstrecken. Liegen solche Gewässer vor, so ist nach Ansicht der EU-Wasserrahmenrichtlinie keine sinnvolle Bewertung in einer sonst einheitlichen Bewertungsskala möglich. Für alle künstlichen oder erheblich veränderten Gewässer gelten daher Sonderbestimmungen⁴⁵.

⁴⁵ “For artificial and heavily modified surface water bodies the differentiation shall be undertaken in accordance with the descriptors for whichever of the surface water categories most closely resembles the heavily modified or artificial water body concerned” (EU, 2000a).

Tab. 2-2: Bewertungsgrundlage im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (nach EU, 2000a; EU, 2000b).

Teilbereiche der Bewertung	Indikatoren und Attribute
Biologische Komponenten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Zusammensetzung und Abundanz von Phytoplankton, Phytobenthos, Makrophyten und sonstigen Gewässerflora ▪ Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna ▪ Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna
<i>Hydromorphologische Komponenten</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Wasserhaushalt ▪ Abfluss und Abflussdynamik ▪ Verbindung zu Grundwasserkörpern ▪ Durchgängigkeit des Flusses
<i>Morphologische Bedingungen</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Tiefen- und Breitenvariation ▪ Menge, Struktur und Substrat des Gewässerbodens ▪ Struktur und Substrat des Flussbetts ▪ Struktur der Uferzone
<i>Chemische und physikalisch-chemische Komponenten</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Temperaturverhältnisse ▪ Sauerstoffhaushalt ▪ Salzgehalt ▪ Versauerungszustand ▪ Nährstoffverhältnisse ▪ Spezifische Schadstoffe ▪ Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, die in den Wasserkörper eingeleitet werden ▪ Verschmutzung durch sonstige Stoffe, die in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden.

Wie geeignet ist die EU-Wasserrahmenrichtlinie ?

Da sich alle Mitgliedsstaaten der EU verpflichtet haben, bis zum Jahr 2015 einen „guten“ Zustand in allen oberirdischen Gewässern und im Grundwasser zu erreichen, steht mit der Rahmenrichtlinie ein starkes gewässerpolitisches Instrument zur Verfügung. Dieses ermöglicht prinzipiell eine umfassende Zustandsanalyse sowie zielgerichtete Verbesserungsmaßnahmen. Da die Richtlinie flächendeckend für alle Gewässer im Europäischen Raum gilt, könnte sie sich sowohl aus ökologischer als auch aus politischer Sicht als sinnvolles Werkzeug etablieren. Mit den oben beschriebenen integrierten Anforderungen erscheint eine relevante Beschreibung der Gewässerökosysteme realistisch zu sein, da alle wichtigen Teilaspekte der aquatischen Ökosysteme berücksichtigt und ausgewogen vertreten sind (hydrologische, morphologische, physikalisch-chemische und biologische Aspekte). Die Auswahl der Indikatoren deckt mehrere zeitliche und räumliche Skalenebenen ab und schliesst den Einbezug der aktuellen Nutzungssituation mit ein. Dies ist v.a. aus pragmatischer Sicht bedeutend und eröffnet nicht nur für die Gewässer, sondern auch für die Bevölkerung eine grosse Chance (Blöch, 1999).

Da die Verantwortung zu Umsetzung jedoch den einzelnen Mitgliedsstaaten übertragen ist, könnten sich in der Praxis sehr grosse Unterschiede innerhalb der europäischen Länder ergeben. Um alle Daten zur Erfassung des jeweiligen Ist-Zustands zu erheben, müssen innerhalb

der einzelnen Flussgebietseinheiten zunächst aufwendige Monitoringprogramme angefertigt werden, die in einen umfassenden Bewirtschaftungsplan einfließen (Lawa, 2001; Leentvaar, 2001). Es liegt nahe, dass es hier zu größeren Diskrepanzen zwischen Zielvorstellungen und konkreter Anwendung kommen könnte. Für wirtschaftlich schwächere Mitgliedsländern erscheint der ambitionöse Ansatz zu aufwendig zu sein. Selbst nach Angaben des deutschen Länderarbeitskreises Wasser (LAWA) kam es infolge der Neubewertung der Gewässergüte, „beim Monitoring und bei den Massnahmen zu deutlichen zusätzliche Aufwendungen“ (LAWA, 2000). Ist zudem die Organisation der landeseigenen Wasserwirtschaft im Vergleich zu den EU Anforderungen sehr unterschiedlich, so ist mit erheblichen Probleme bei der praktischen Umsetzung zu rechnen (Leentvaar, 2001). Die ehrgeizigen Anforderungen des europäischen Bewertungsansatzes könnten daher an ihrer mangelnden Praxistauglichkeit scheitern. Nach (Leentvaar, 2001) müssen sich daher in Zukunft noch viele Arbeitsgruppen v.a. mit der Finanzierung, mit der Definition der „heavily modified“ Gewässer sowie mit der Beseitigung individueller und nationaler Schwierigkeiten beschäftigen.

2.3.4 Rapid Bioassessment Protocols (USA)

Standardverfahren zur Umsetzung der „Clean Water Act“ in den USA

Seit die USA in den 70er Jahren die „Clean Water Act“ einführen, steht der „Erhalt und die Wiederherstellung der physikalischen, chemischen und biologischen Integrität der nationalen Gewässer“ als ein Hauptziel im Zentrum der Gewässerpolitik (Barbour et al., 2000; EPA, 2000). Um dieses Ziel in die Praxis umzusetzen, etablierten sich in den USA viele detaillierte Untersuchungsprogramme. Wie der Zustand der Gewässer im einzelnen zu untersuchen ist, bleibt den Bundesstaaten prinzipiell selbst überlassen. Trotz mancher Schwierigkeiten hatten im Jahr 1996 nahezu alle Bundesstaaten ein eigenes Untersuchungsprogramm zur Erfassung des Zustands der Fließgewässer entwickelt bzw. dieses bereits eingeführt (Fig. 2-18; EPA, 1996). Obwohl sich die Bemessungsmethoden regional teilweise deutlich unterscheiden, setzten sich in den meisten Staaten die sogenannten „Rapid Bioassessment Protocols“ (RBPs) durch (Barbour et al., 1999; Plafkin et al., 1989). Dieses Verfahren, das sich aus einer Vielzahl bereits etablierter Verfahren entwickelte⁴⁶, zählt im Sinne der multiplen Bewertungsmodelle sicherlich zu den Pionieren. Spätestens seit die erste Version aus dem Jahr 1989 (Plafkin et al., 1989) intensiv überarbeitet wurde, gelten die RBPs als Standardmodell der USA. Mit ihnen werden zwischen 1600 km und 75 000 km Gewässerstrecken pro Bundesstaat untersucht (Barbour et al., 2000). Das Ziel des Verfahrens ist eine kostengünstige und dennoch wissenschaftlich stichhaltige Charakterisierung aller Fließgewässer, die Bereitstellung von Grundlageninformationen für weiterführende und detaillierte Punktuntersuchungen, schnell verfügbare Informationen für anstehende Managemententscheidungen sowie die Bereitstellung verständlicher wissenschaftlicher Berichte und Untersuchungsmethoden (Barbour et al., 1999).

⁴⁶ Allein in der Zeit von 1987 bis 1998 beeinflussten 36 EPA Veröffentlichungen (Bewertungsverfahren, Reports oder Workshops) die Entwicklung der neuen RBPs (Barbour et al., 1999 ; p2-2 – 2-5).

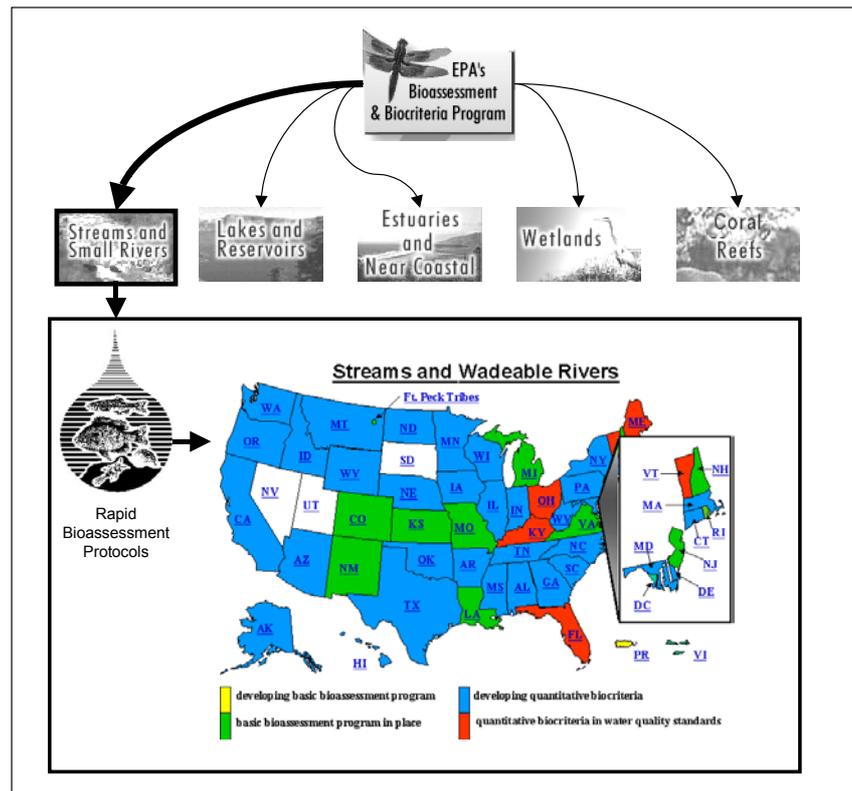


Fig. 2-18: Schematischer Überblick über die Gewässeruntersuchungen der EPA und den aktuellen Stand der Umsetzung im Rahmen der Umsetzung der „Clean Water Act“ (verändert nach EPA, 1996; EPA, 2001a).

Die RBPs konzentrieren sich auf die Untersuchung der Wasserqualität (physikalisch-chemischer Gewässerzustand), auf die allgemeine Habitatqualität (Gewässer- und Uferhabitate) sowie auf biologische Untersuchungen des Periphytons, der benthischen Makroinvertebraten und der Fischgemeinschaften. Dabei liegt allerdings ein Schwerpunkt bewusst auf biologischen Untersuchungen, da diese nach Ansicht der Autoren sehr schnell auf gewässerökologische Missstände hinweisen können. Liegen solche Verdachtsmomente vor so sollte die Ursachenanalyse über differenziertere Folgeuntersuchungen geklärt werden. Zu allen Untersuchungsteilen der RBPs liegen individuelle Untersuchungsprotokolle vor. Diese enthalten umfassende methodische Anleitungen zur Probenahme- und Labortechnik, zum Umfang und Zeitpunkt der Untersuchungen, zum Detaillierungsgrad der Untersuchungen (z.B. Taxaniveau) sowie zur Datenauswertung⁴⁷. Mit Hilfe standardisierter Untersuchungs- und Bewertungsbögen soll eine flächendeckend vergleichbare Datenerhebungen sichergestellt werden, welche möglichst unabhängig von einzelnen Erhebungsstellen und Untersuchungsgebieten anwendbar ist. Parallel zu den Auswertungen innerhalb einzelner Bundesstaaten erfolgt das Datenmanagement und die Datenanalyse über eine zentrale Datenbank der EPA⁴⁸. Dazu werden die einzelnen Messwerte jeweils relativ zu einem Referenzwert bestimmt. Dieser ist entsprechend der Fragestellung individuell definiert und wird entweder anhand einer regionalen Referenzstrecke abgeleitet (i.d.R. anhand

⁴⁷ Das sog. „performance-based methods system“.

⁴⁸ EPA = Environmental Protection Agency of the USA.

eines unbeeinflussten Gewässerabschnitts im selben System) oder er wird anhand einer überregionalen Referenz bestimmt (Omernik & Griffith, 1991; Omernik, 1987; Omernik, 1995).

Bemessungsprinzip

Um den Zustand der Gewässer umfassend zu charakterisieren, steht im Rahmen der RBPs ein Set unterschiedlicher Indikatoren zur Verfügung (Tab. 2-3). Angepasst an die spezifische Fragestellung und den entsprechenden Gewässertyp müssen aus diesem Grundset zunächst geeignete Indikatoren und Messgrößen ausgewählt und individuell zusammengestellt werden. Zur Charakterisierung der morphologischen Kenngrößen können die Gewässerstrecken danach mit Hilfe eines Punktesystems in vier definierte Klassen zwischen „optimal“ und „poor“ unterteilt werden. Alle biologischen Untersuchungen sind als multimetrische Bewertungen ausgelegt (vgl. Kap. 2.2.2). Um mit diesen biologischen Kenngrößen arbeiten zu können, sind die Zeigerwerte der Indikatoren zuerst spezifisch auf die zu untersuchenden Gewässertypen und die dort vorhandene natürliche Streuung zu eichen. Erst in der Kenntnis der natürlichen Variabilität werden anschliessend die Grenzwerte und Indices abgeleitet. Diese individuelle Zusammenstellung und Anpassung der Indikatoren soll einerseits spezifische Untersuchungen in Bezug auf bestimmte Störungsursache ermöglichen. Andererseits ermöglicht sie eine grössere Flexibilität hinsichtlich der unterschiedlichen Gewässertypen, die innerhalb der einzelnen Bundesstaaten existieren. Ohne die grundsätzliche Idee eines vergleichbaren Untersuchungsstandards aufzugeben, will dieses Vorgehen die Gegenüberstellung vergleichbarer Untersuchungen ermöglichen und erlaubt eine abschliessende Zusammenfassung zu einem Gesamtindex. Da sich der Index an einem jeweils typischen Referenzzustand orientiert, ist ein grossflächiger und relativer Vergleich zwischen den Gewässern der USA möglich. Konkret wird ein guter bis sehr guter Gewässerzustand anhand der natürlichen Streuung der Referenzwerte, d.h. mit Hilfe des 25% Perzentilwerts der Referenzmessungen bestimmt. Dieser Wert legt den jeweiligen Grenzwert fest, der zwischen einem „guten“ und „mässigem“ unterscheidet (wie es u.a. im Beispiel des Whyoming Benthic Index of Biotic Integrity erläutert ist, Fig. 2-19).

Synthese, Interpretation und Darstellung der Daten

Im Vergleich zu anderen Regelwerken geben die RBPs nicht nur bei der Standardisierung der Datenerhebung klare Leitlinien vor. Im Gegensatz zu anderen Methoden enthalten sie auch Hinweise in Bezug auf die Auswertung der Daten und ihrer Synthese, Interpretation und Darstellung. Dabei wird explizit betont, dass die Berichte der Untersuchungen nicht nur rein wissenschaftlichen Zwecken dienen sollten, sondern so aufgearbeitet sein sollten, dass unterschiedliche Entscheidungsgremien in übersichtlicher Form ein fundiertes und allgemeinverständliches Fachwissen ableiten können. Hierzu werden beispielsweise Hinweise gegeben, anhand welcher Graphiken oder Plots die Untersuchungen zu präsentieren sind bzw. aus welchen Elementen ein Schlussbericht gestaltet sein sollte.

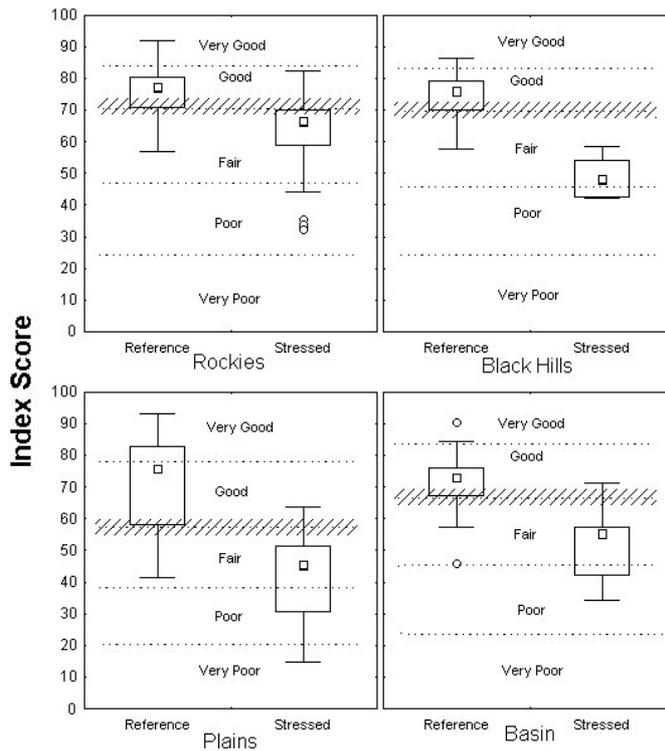


Fig. 2-19: Individuelle Festlegung der Index Werte im Beispiel des „Wyoming Benthic Index of Biotic Integrity“. Der 25% Perzentilwert der Referenzuntersuchungen bestimmt den Grenzwert zwischen einem guten und mässigen Gewässerzustand („good“ und „fair“). Alle anderen Klasseneinteilungen resultieren aus einer gleichmässigen Verteilung der verbleibenden Indexspanne. Die grau unterlegte Spanne gibt das 90% Vertrauensintervall einer Einzelmessung (ohne Replikat) in der Nähe der kritischen Grenzwerte an (nach Barbour et al., 1999).

Tab. 2-3: Bewertungsgrundlage im Rahmen der Rapid Bioassessment Protocols (nach Barbour et al., 1999).

Teilbereiche der Bewertung	Indikatoren und Attribute
<i>Wasser- und Habitatqualität</i>	<p>Deskriptive Indikatoren und Hintergrundinformation</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Gewässertyp, Charakter des Einzugsgebiets und der Landnutzung ▪ Struktur und Ausmass der Ufervegetation ▪ Gewässertypischen Morphologie und Hydraulik ▪ Totholz (Large Woody Debris) ▪ Aquatische Vegetation ▪ Wasserqualität (physikalische und chemische Kenngrößen, Gerüche, Öl und Trübung) ▪ Charakter der Sedimente <p>Qualitative Mess- und Bewertungsparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Gewässertypische Habitate und Unterstände ▪ Kolmation ▪ Charakter der Pool Substrate ▪ Fliessgeschwindigkeit und Gewässertiefen ▪ Variabilität unterschiedlicher Pool Typen ▪ Sedimentablagerungen ▪ Fliesscharakter ▪ Gerinneverzweigungen und Umlagerungstrecken ▪ Frequenz der Riffelabschnitte ▪ Laufentwicklung ▪ Ufererosion, Ufer- und Böschungsvegetation

Tab. 2-3 (Fortsetzung):

Teilbereiche der Bewertung	Indikatoren und Attribute
<i>Wasser- und Habitatqualität</i>	<p>Zusätzliche ergänzende Kenngrößen</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Gerinnegrösse ▪ Gefälle ▪ Substrattypenverteilung ▪ Komplexität der Habitate ▪ Deckungsgrad und Struktur der Ufervegetation ▪ Anthropogene Veränderungen ▪ Verzahnung Wasser-Land
<i>Biologische Besiedlung: Periphython</i>	<p>Artenvielfalt</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Anzahl aller Taxa ▪ Anzahl Nichtdiatomeen ▪ Anzahl Diatomenarten <p>Gesellschaften</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ % Ähnlichkeiten zwischen den Gesellschaften ▪ % lebende Diatomeen ▪ Diversität (Shannon) <p>Toleranz</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ % tolerante Diatomeen ▪ % sensitive Periphython Taxa ▪ % ungewöhnliche Diatomeen (aberrant) ▪ % säure-, basen- und salzliebende Taxa <p>Trophie und Habitus</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ % Bewegliche Taxa ▪ Chlorophyll a Gehalt ▪ % sapro biotische Taxa ▪ % eutrophe Taxa
<i>Biologische Besiedlung: Benthische Makroinvertebraten</i>	<p>Artenvielfalt</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Anzahl aller Taxa ▪ Anzahl aller Eintagsfliegen-, Steinfliegen- und Köcherfliegentaxa (=EPT Taxa) <p>Gesellschaften</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ % EPT Taxa ▪ % Eintagsfliegen Taxa ▪ % Chironomiden Taxa <p>Toleranz</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Anzahl intoleranter / toleranter Taxa ▪ Hilsenhoff Biotic Index (HBI) ▪ % dominante Taxa <p>Trophie und Habitus</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Anzahl Clinger Taxa ▪ % Clingers ▪ % Fitrierer ▪ % Scrapers
<i>Biologische Besiedlung: Fische</i>	<p>Artenvielfalt</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Anzahl aller einheimischen Arten ▪ „darter species“ ▪ sunfish species ▪ sucker <p>Gesellschaften</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ % Pionierarten ▪ Anzahl Fische im Verhältnis zum hydrologischen Einzugsgebiet <p>Toleranz</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Anzahl und Identität intoleranter / toleranter Taxa ▪ % Individuen mit Krankheiten, Tumoren, Flossen- und Skelettanomalien <p>Trophie und Habitus</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ % omnivore Taxa ▪ % insektivore Taxa ▪ % Top carnivore Taxa

Wie geeignet sind die Rapid Bioassessment Protocols?

Besonders im Vergleich zur ersten Auflage der RBPs (Plafkin et al., 1989) liefert die zweite Auflage (Barbour et al., 1999) eine relativ umfassende und fundierte Grundlage, um den Zustand unterschiedlicher Gewässertypen in sehr verschiedenen Einzugsgebieten untersuchen zu können. Durch die flexible Auswahl der Indikatoren, v.a. aber auch durch einen saubereren Umgang mit der natürlichen Varianz innerhalb der biologischen Untersuchungen (z.B. Fig. 2-19) erscheint eine qualifizierte Analyse möglich, selbst wenn die Methoden in der Literatur einiger Kritik ausgesetzt waren und aufwendigere multivariate Untersuchungen zu präziseren Ergebnissen führten (Norris & Hawkins, 2000; Reynoldson et al., 1997). Die Kombination multimetrischer biologischer Indices mit einer umfassenden abiotischen Charakterisierung des Einzugsgebiets sollten dennoch ein repräsentatives Bild der Gewässer ermöglichen. Sind die einzelnen Untersuchungsschritte innerhalb eines Bundesstaates erst einmal etabliert (d.h. ist die Auswahl der relevanten Indikatoren erst einmal getroffen und sind die entsprechenden Messgrößen gegenüber der natürlichen Referenz geeicht), so hält sich der Untersuchungsaufwand im pragmatischen Rahmen (Barbour et al., 1999). Ferner wirkt sich die einheitliche und bewusst auf verständliche Darstellung ausgerichtete Berichterstattung positiv aus. Laut Zielsetzung der RBPs sollen dadurch v.a. mehr Transparenz und Verständnis zwischen einzelnen Interessengruppen geschaffen werden, um unabhängig von fachlichen Hintergrund zu fundierten Entscheidungen gelangen zu können.

Trotz dieser offensichtlichen Vorteile sind die in den RBPs vorkommenden Indikatoren und Messgrößen innerhalb der wissenschaftlichen Fachwelt nicht unumstritten (z.B. die Glaubwürdigkeit der EPT Arten oder die der Ernährungstypen). Gerade wegen ihrer recht einfachen und praxisorientierten Anwendung, z.B. in Bezug auf die Verfahren zum Subsampling biologischer Daten, in Bezug auf die Aussagekraft einzelner Indikatoren wie Ernährungstypen oder funktioneller Gilden sowie in Bezug auf die Auswahl der Referenzstrecken, waren die RBPs innerhalb der letzten Jahre mehrfacher Kritik ausgesetzt (Reynoldson et al., 1997). Ausserdem könnte sich der positive Effekt der grossen Verfahrensflexibilität je nach praktischer Ausgestaltung negativ auf die Qualität der einzelnen Untersuchungen auswirken. Ein verlässlicher Vergleich der unterschiedlichen Niveaus dürfte in der Praxis daher schwierig sein. Ausserdem ist die Übertragung eines solchen Verfahrens sehr aufwendig. Bis an anderen Orten verlässliche und kostengünstige Informationen ermittelt werden können, ist eine lange Testphase nötig. Dies betrifft in erster Linie die umfassenden Vergleichsuntersuchungen, die notwendig sind, um verlässliche Aussagen über die natürlichen Schwankungen innerhalb der Referenzgewässer machen zu können. Damit steht und fällt nicht zu letzt das Verfahren der RBPs mit dem Vorhandensein einer verlässlichen und gut untersuchten natürlichen Referenz. Diese könnte vielleicht in Anlehnung über multivariate Verfahren wie in RIVPACFS; BEAST; AusRivAS (vgl. Kap. 2.2.2) besser bestimmt werden, wobei auch im Vergleich dieser Methoden untereinander starke Schwankungen in Bezug auf die Einschätzung einer Gewässerstrecke auftraten (Reynoldson et al., 1997). Insgesamt dürfte es somit sehr zeitaufwendig sein, verlässliche Bemessungsmethoden zu etablieren. Ebenso erscheint die Übertragbarkeit für die Mehrzahl der europäischen Gewässersysteme als nicht unproblematisch.

2.4 Synthese der Literaturstudie: Richtlinien zur Bemessung des ökologischen Zustands der Fließgewässer

Die breite zur Fließgewässer Bewertung ist in Tab. 2-4 zusammengefasst. Aus der Synthese der unterschiedlichen Modellansätze ergeben sich folgende Richtlinien zur Bemessung der Fließgewässer. Diese theoretische Grundlage dient den nachfolgenden empirischen Kapiteln als Evaluationshintergrund.

1. Indikatorwahl in Abhängigkeit spezifischer Nutzung

Weder vollständig holistische noch einzelne Zeigerindikatoren bieten eine ökologisch verlässliche *und* gleichzeitig pragmatische Voraussetzung um den Zustand eines Fließgewässers ausreichend zu beschreiben. Eine wissenschaftlich robuste *und* praxistaugliche Einschätzung des Gewässerzustands sollte daher aus einem Set unterschiedlicher Indikatoren bestehen. Die Auswahl der Indikatoren muss im Sinne der multiplen Verfahren flexibel an eine spezifische Nutzung angepasst werden können und ihre Attribute oder Messgrößen sollten sensitiv und signifikant auf die jeweilige Nutzung reagieren. Aufgrund der massiven wasserbaulichen Beeinflussung vieler Gewässer, sollten morphologische Aspekte auf jeden Fall als Entscheidungsgrundlage in die Bewertung integriert sein. Allerdings muss gewährleistet sein, dass sich die Dokumentation morphologischer Veränderungen auf eine historische oder unbeeinflusste Referenz bezieht und damit unabhängig von der Nutzung oder Revitalisierung ist.

2. Erfassung struktureller und funktioneller Aspekte der Ökosysteme

Um der Komplexität der Gewässerökosysteme gerecht zu werden, sollten neben den klassischen strukturellen Untersuchungen auch funktionelle Untersuchungen zur Bemessung des ökologischen Zustands der Fließgewässer integriert sein. Die Entwicklung neuer und innovativer Bewertungsmethoden sollte ausdrücklich gefördert werden, selbst wenn hierzu noch Grundlagenforschung notwendig ist. Aus der Analyse der holistischen Ansätze liegt die Ermittlung metabolischer Attribute als funktionelle Größe nahe, da sie sowohl aus konzeptioneller als auch aus pragmatischer Sicht und ohne allzu grossen Aufwand aussagekräftige Ergebnisse liefert.

3. Erfassung relevanter zeitlicher und räumlicher Skalen

Entsprechend dem spezifischen Projektperimeter (Teilabschnitt, Gewässerstrecke, Seitengewässer, Floodplain, Einzugsgebiet usw.) sollte die Zusammenstellung der Indikatoren und Attribute individuell angepasst werden und alle relevanten zeitlichen und räumlichen Skalen abdecken. Die Beurteilung des Gesamtzustands sollte sich aus der Einschätzung aller ausgewählten Messgrößen ergeben.

4. **Berücksichtigung gesellschaftlich attraktiver Messgrößen (Flaggschiffe)**

Zur breiten gesellschaftlichen Unterstützung eines Gewässermanagementprojekts sollten zumindest wenige attraktive Untersuchungsgrößen enthalten sein (Flaggschiff taxa, wie spezielle Rote Liste Arten, symbol- oder sympathieträchtige Tiere oder Pflanzen usw.). Diese dienen v.a. der Identifikation der Bevölkerung mit dem jeweiligen Projekt.

5. **Vergleich mit klar definierter Referenz**

Die Klassifizierung der Gewässer sollte nur im Vergleich zu einer klar definierten Referenzstrecke erfolgen. Diese ist entweder aufgrund einer vergleichbaren historischen oder natürlichen Gewässerstrecke zu bestimmen oder aber aufgrund detaillierter typologischer Studien. Dabei ist die natürliche Streuung der Indikatorwerte der Referenz zu berücksichtigen und Grenzwerte dürfen nur in Kenntnis der natürlichen Variabilität etabliert werden.

6. **Etablierung unterschiedlich detaillierter Untersuchungsraaster**

Um den zeitlichen und finanziellen Aufwand der Untersuchungen zu minimieren, sollte eine schnelle und grobe Überblickstudie Auskunft über die grössten Defizite und Verbesserungspotentiale geben. In den meisten Gewässern sollten sich diese schnellen Überblicksuntersuchungen auf die driving force Konzepte konzentrieren und v.a. morphologische, hydrologische und physikalisch-chemische Schlüsselgrößen untersuchen.

7. **Monitoring als Grundlage adaptiven Managements**

Um den Erfolg eines Gewässermanagementprojekts zu dokumentieren bzw. um mögliche Misserfolge korrigieren zu können sollten in den Untersuchungen spezifische Indikatoren integriert und ausgewählt werden, die sich für ein langfristiges Monitoring eignen. Diese sollten sowohl sensitiv auf die jeweilige Nutzungsform reagieren und auch über einen längeren Zeitraum Veränderungen anzeigen können.

8. **Extrapolation der Einzeldaten nur aufgrund systematischer Auswahl der Untersuchungsstellen**

Die Interpretation der jeweiligen Untersuchungsschritte sowie die abschliessende Klassifizierung des Gewässerzustands im gesamten Untersuchungsperimeter sollte aufgrund klarer Richtlinien und Prinzipien erfolgen (sog. Regelungen zum upscaling). Dies schliesst in erster Linie ein klar definiertes Auswahlkonzept der Untersuchungsstellen ein, welches zumindest genügen Informationen bezüglich dem Gewässertyp (Höhenlage, Gefälle, Abflusstyp, Flussordnungszahl, usw.) sowie der jeweiligen Landnutzung liefert.

Tab. 2-4: Überblick über die vorgestellten Modelle der Gewässerbewertung

Erklärungs-Prinzip	Attribute und Messgrößen	Hintergrundliteratur
Holistische Modelle	Theoretische Konzepte	Callicott, 1992; Constanza, 1992; Hannon, 1992; Holling, 1987; Hutton, 1788; Jörgensen & Müller, 2000; Leopold, 1949; Lovelock, 1972; Lovelock & Margulis, 1974; Norris & Thoms, 1999; Rapport, 1989.
	Recovery (incl. Resistenz und Resilienz)	Allan, 1995; Cairns, 1990; Chapman, 1999; Constanza, 1992; Constanza et al., 1998; Gore et al., 1990; Gunderson et al., 2000; Holling, 1987; Holling, 1992; Hynes, 1970; Levin, 1999; Mageau et al., 1995; Niemi et al., 1990; Pimm, 1984; Power, 1999; Wieriks, 2000.
	Ascendency	Baird & Ulanowicz, 1998; Bondavalli et al., 2000; Constanza, 1995; Constanza et al., 1998; Mageau et al., 1995; Ulanowicz, 1992; Ulanowicz, 1997; Ulanowicz, 2000
	Emergy	Brown & Ulgiati, 1999; Genoni, 1997; Odum, 1996; Odum et al., 2000; Odum & Odum, 2000.
	Primärproduktion Respiration	Allan, 1995; Bisson & Bilby, 1998; Bunn & Davies, 2000; Bunn et al., 1999; Cummins & Klug, 1979; Elwood et al., 1983; Fisher, 1973; Gessner & Chauvet, 2002; Hynes, 1970; Junk et al., 1989; Meyer et al., 1988; Minshall, 1996; Murphy, 1998; Odum, 1956; Odum, 1957; Pringle et al., 1988; Sabater et al., 1998; Schönborn, 1992; Throp & Delong, 1994; Uehlinger & Naegeli, 1998; Vannote et al., 1980; Ward & Stanford, 1983a; Ward & Stanford, 1983b; Young & Huryn, 1999.
Repräsentative Modelle	Theoretische Konzepte	Böttger, 1986; Constanza, 1992; Jungwirth et al., 1993; Kondolf, 1998; Kondolf & Micheli, 1995; Muhar & Jungwirth, 1998; Naiman et al., 1992; Obrist & Duelli, 1998; Simberloff, 1998.
	Driving force Ansatz (morphologische und hydrologische Attribute)	Bergkamp et al., 2000; Bovee, 1986; Bovee et al., 1998; Bratrich, 1994; BUWAL, 1998b; Drake & Sherriff, 1987; Dvuk, 1996; Gordon et al., 1992; Hruby, 2001; Hygum, 2001; Jones, 1997; Jorde, 1997; Jungwirth et al., 1993; Junk et al., 1989; Kleynhans, 1996; Kondolf, 1998; Kondolf & Micheli, 1995; Konold, 1994; LFU (Landesanstalt Für Umweltschutz), 1995; Mader, 1992; Muhar, 1996b; Muhar & Jungwirth, 1998; Muhar et al., 1995; Muhar et al., 2000; Rankin, 1995; Raven et al., 1998a; Resh et al., 1988; Richter et al., 1996; Richter et al., 1997; Sparks et al., 1990; Tennant, 1976; Werth, 1987; Wootton et al., 1996.
	Hierarchischer Ansatz (Keystone-, Indikator- und Flagship Taxa)	Kolkwitz & Marsson, 1909; Lauterborn, 1901; Moog, 1991; Reynoldson et al., 1997; Sládeček, 1973; Lemly & King, 2000; Wasserwirtschaft, 1996; Böhmer & Rahmann, 1993; Braukmann, 1987; Hilty & Merenlender, 2000; Arndt et al., 1987; Brakke et al., 1994; Jungwirth et al., 1995; Schmutz & Jungwirth, 1999; Schmutz et al., 2000; Whithed et al., 2000; Bortone & Davis, 1994; Croonquist & Brooks, 1991; Paine, 1966; Paine, 1969; Duggins, 1980; Mills et al., 1993; Paine, 1969; Simberloff, 1998; Braukmann & Pinter, 1997; Esters & Palmisano, 1974; Schiemer, 2000; Shrader-Frechett & Mccoy, 1993.
Multiple Modelle	Theoretische Konzepte	Ast, 1999; Bundi & Truffer, 2001; Burton, 1995; Cairns, 1991; Carpenter et al., 1996; Dent, 1997; Downs et al., 1991; Falkenmark & Folke, 2000; Grant, 1998; Maguire, 1995; Mooney et al., 1996; Naiman & Turner, 2000; Noss, 1990; Roe & Van Eeten, 2001; Slacombe, 1998; Tockner & Ward, 1998; Verdonschot, 2000; Ward, 1997; Ward, 1998; Ward & Tockner, 2001; Wilson, 1992; Wilson, 2000.
	Multiple Modelle in nationalen oder internationalen Regelwerken (Überblick)	Boon, 2000; Boon et al., 1997; Brink et al., 1991; Chovanec et al., 2000; Cooper et al., 1995; EU, 2000b; Hygum, 2001; Ladson & White, 2000; Löff (Landesanstalt Für Ökologie & LWA (Landesamt Für Wasser und Abfall NW), 1985; Muhar, 1996a; Nienhuis & Leuven, 1998; Önorm M6232, 1997; Petersen, 1992; Raven et al., 1998b; Verdonschot, 2000.
	Stufen-Modul-Konzept	Bundi et al., 2000; Bundi & Truffer, 2001; BUWAL, 1998a; Gleick, 1998; Hygum, 2001.
	EU-Wasserrahmenrichtlinie	Blöch, 1999; EU, 2000a; EU, 2000b; LAWA, 2000; LAWA, 2001; Leentvaar, 2001.
	Rapid Bioassessment Protocols	Barbour et al., 1999; Barbour et al., 2000; EPA, 1996; EPA, 2000; EPA, 2001a; Norris & Hawkins, 2000; Omernik & Griffith, 1991; Omernik, 1987; Omernik, 1995; Plafkin et al., 1989.

Konzeptioneller Aufbau der Arbeit

3 Evaluation und Erfolgskontrolle im Fließgewässer Management

Die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Fließgewässer, so wie sie im vorherigen Kapitel ausführlich vorgestellt wurde, ist ein wesentlicher Aspekt um die Qualität eines Revitalisierungsprojekts einschätzen zu können. Diese notwendige Bewertung des Gewässerzustands alleine kann jedoch nicht hinreichend sein, wenn es darum geht, die Ursachen des Erfolgs oder Misserfolgs einzelner Projekte zu verstehen. Erst wenn jedoch die Zusammenhänge zwischen Projektplanung, -durchführung und -steuerung in Bezug auf den individuellen Erfolg oder Misserfolg transparent werden, besteht die Chance, aus den gemachten Erfahrungen für nachfolgende Schritte zu lernen. Der eigentliche Nutzen der Projektevaluation tritt somit erst dann in Erscheinung, wenn deutlich wird, dass ein individueller Misserfolg auch als „Erfolgskriterium“ für weitere Planungsphasen oder zukünftige Projekte dienen kann. Dies erfordert jedoch eine Bewertung, die den gesamten Projektablauf einschliesst und nicht ausschliesslich auf ökologische Aspekte begrenzt bleibt. Ein solches Verständnis für eine umfassende Projektevaluation ist in vielen Fachdisziplinen heute fest etabliert. Im Umfeld der Fließgewässer Bewertung tritt sie jedoch praktisch kaum in Erscheinung. Um diesem Defizit entgegen zu wirken, stellt das folgende Kapitel einen Evaluationsansatz vor, der eine solch umfassende Bewertung erlaubt und sowohl den Projektablauf als auch die Projektergebnisse berücksichtigt.

3.1 Die Tradition der allgemeinen Evaluationsforschung

Evaluationen und Erfolgskontrollen sind seit den 1930er Jahren ein integraler Bestandteil politischer Planungs- und Entscheidungsprozesse (Bortz & Döring, 1995). Im Rahmen der US-amerikanischen „Great Society Programs“ erlebte die Evaluationsforschung besonders ab Mitte der 1960er Jahre einen grossen Aufschwung (Miller, 1991). Seit dieser Zeit stehen sozialpolitische Programme, Interventionen oder Massnahmen, wie z.B. die Bewertung des Bildungs- oder Gesundheitswesens, im Zentrum der Evaluationsforschung. In den letzten Jahren erhielten Evaluationsprogramme aber auch im Bereich der Verwaltung, insbesondere im Rahmen des „New Public Managements“ (der wirkungsorientierten Verwaltungsführung) zentrale Bedeutung (Hellstern & Wollmann, 1984b). Da diese Ansätze den Nutzenaspekt ins Zentrum stellen, konzentrieren sie sich auf Fragen der Wirksamkeit, der Wirtschaftlichkeit und der Steuerung (Pedergrana, 2001). Dies erfordert notwendigerweise einen engen Bezug zur Evaluationsforschung.

*Begriffsklärung:
Evaluation &
Erfolgskontrolle*

Aufgrund der geschichtlichen Entwicklung ist die Definition des Begriffs der Evaluation vorwiegend durch Fachleute aus den Bereichen Soziologie, Ökonomie, Psychologie oder Politologie geprägt. „Evaluation“ umfasst in einem solchen Kontext immer die kritische Interpretation von Informationen. Sie beschäftigt sich dabei mit Projektabläufen, dem eigentlichen Vollzug der Massnahmen sowie mit der Wirkung und Wirtschaftlichkeit der Projekte (Bussmann, 1995). Im Gegensatz zum Monitoring steht bei der Evaluation die Frage nach dem „warum“ im Zentrum. Evaluation definiert sich damit stark über ihren erklärenden und

forschenden Charakter. Folglich gehört das umfassende und systematische Sammeln, Analysieren und Interpretieren der Information zum Kerngeschäft der Evaluation (Rossi et al., 1988). Wenn sich eine Untersuchung hingegen in erster Linie auf den Grad der Zielerreichung konzentriert und damit die „Zielverwirklichung“ mit dem ursprünglich angestrebten „Soll-Wert“ vergleicht, so spricht man von „Erfolgskontrolle“ im engeren Sinne (Hellstern & Wollmann, 1984a). Häufig sind Erfolgskontrollen auf die konkrete Ebene einzelner Projekte ausgerichtet, um dort gezielt Korrektur- oder Optimierungsvorschläge vornehmen zu können. Umfassendere Evaluationen zielen dagegen stärker auf politische Entscheidungsebenen und dienen einer längeren Berichterstattung und Ursachenanalyse (Maurer & Fridli, 1999).

*Ziel und Methoden
der Evaluation*

Um staatliche Massnahmen bewerten zu können, werden Evaluationen und Erfolgskontrollen als flexible Instrumente und mit unterschiedlicher Motivation eingesetzt (Busmann, 1995): Sie dienen beispielsweise der Rechtfertigung der Projekte oder der Optimierung des Vollzugs. In anderen Fällen liefern sie Grundlagen zur Kosteneinsparung oder geben Auskunft über die zukünftige Ausrichtung politischer Entscheide. Je nach Aufgabenstellung können sie vor, während oder nach einer Massnahme durchgeführt werden. Eine wichtige Aufgabe der Evaluation besteht darin, staatliches Handeln transparenter, wirksamer und wirtschaftlicher zu gestalten. In der Regel kommen dabei verschiedene gängigen Methoden der empirischen Sozialforschung zur Anwendung, die im Rahmen einer standardisierten, oft zyklischen Untersuchung angewandt werden (Fig. 3-1). In vielen Fällen ist die Evaluation auf einen vollständigen Projektablauf ausgerichtet und schliesst Untersuchungen zur Zielsetzung und Projektplanung, Analysen zur Auswahl der Verbesserungsmassnahmen sowie Untersuchungen zur Implementierung und Wirkung dieser Massnahmen ein. Ähnliche zyklische Strukturen des Projektmanagements finden sich beispielsweise auch bei der systemischen Organisationsentwicklung (Baumgartner, 2000). In diesen Fällen geht es darum, Veränderungen so zu gestalten, dass sie nicht nur als unvorhersehbare Reaktion auf technische oder wirtschaftliche Entwicklungen auftreten, sondern dass sie aktiv und anhand klarer Prinzipien, Ziele und Werte vorbereitet und durchgeführt werden.

*Nutzenorientierte
Evaluation*

Eine Alternative zur umfassenden Programm-Evaluation ist die „nutzenorientierte Evaluation“ (Utilization-Focused Evaluation Patton, 1997). Im Gegensatz zu einer systematisch umfassenden Datenerhebung, die sich auf breite sozialwissenschaftliche Forschungsergebnisse stützt, basiert die nutzenorientierte Evaluation auf einer zielgerichteten Datenerfassung. So können wenige, aber ausgewählte Fragen beantwortet werden. Diese Methode stellt nicht die Generierung neuer Erkenntnisse oder das Prüfen theoretischer Hypothesen ins Zentrum ihrer Betrachtung. Das bedeutet sie konzentriert sich bewusst *nicht* auf die erklärende Seite, sondern versucht, zielgerichtete Informationen über die Wirkung einer Massnahme abschätzen. Die nutzenorientierte Evaluation ist eng auf die Information verantwortlicher Personen ausgerichtet, welche konkrete Unterstützung in Entscheidungsprozessen benötigen (Patton, 1997).

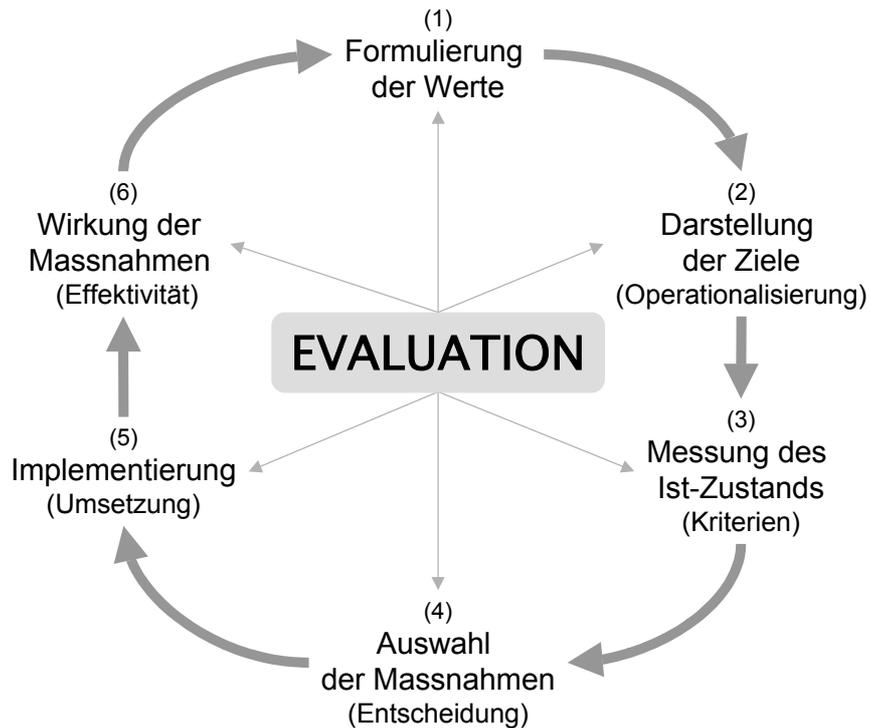


Fig. 3-1: Projektablauf und Rolle der Evaluation, verändert nach (Läubli-Loud, 1997; Miller, 1991). Evaluation ist ein zyklischer Prozess, der mit der Darstellung implizit oder explizit formulierter Wertvorstellungen beginnt (1). Danach schliesst sich eine Relevanzprüfung der Projektziele an. Diese sollten v.a. operationalisierbar, d.h. anhand klar definierter Vorgaben messbar sein. Im nächsten Schritt wird die Erfassung des Ausgangszustands unter Einbezug angemessener Kriterien untersucht (3). Der folgende Schritt (4) konzentriert sich auf die Auswahl der Massnahmen, um die gewünschten Ziele zu erfüllen. Wie eine konkrete Umsetzung dieser Massnahmen abläuft, ist Gegenstand des nächsten Evaluationsschritts (5). Der Evaluationszyklus ist abgeschlossen, sobald die Effektivität der Massnahmen, d.h. der kausale Zusammenhang zwischen den Massnahmen und ihrer Wirkung, bewertet ist (6). Im Idealfall sollte diese wiederum einen Einfluss auf die Ziele der nachfolgenden Projekte zeigen.

3.2 Aktueller Stand der Evaluationsforschung im Bereich des Fließgewässer Managements

Im Gegensatz zur langen Tradition der Evaluationsforschung im sozialwissenschaftlichen, politischen oder wirtschaftlichen Umfeld etablierten sich erst sehr spät und nur relativ wenige standardisierte Methoden zur Evaluation und Erfolgskontrolle im Bereich des Natur- oder Landschaftsschutzes (Marti, 2001). Bis Anfang der 1990er Jahre existierten praktisch keine Konzepte mit denen der Erfolg der Naturschutzprojekte dokumentiert werden konnte (Marti & Stutz, 1993). Seit dieser Zeit nahm die Zahl der Evaluationsverfahren auf der politischen Ebene des Natur- und Landschaftsschutzes zu, so dass sich vereinzelt standardisierte Erfolgskontrollen etablieren konnten (Bättig et al., 1998). Diese waren jedoch meist sehr allgemein auf den Bereich des Natur- und Landschaftsschutzes ausgerichtet und gingen nicht spezifisch auf die Bedürfnisse des Fließgewässer Managements ein (Marti, 2001). Nach wie vor fehlen in vielen Ländern zudem standardisierte Ansätze, mit denen der Erfolg der Revitalisierungen definiert und auf der Ebene der

einzelnen Projekte gemessen werden könnte (Brookes, 1995). Dies erstaunt umso mehr, als dass der Bereich des Gewässermonitorings bereits seit den 1970er Jahren sowohl in Europa als auch in Nordamerika ein zu einem festen Bestandteil des Gewässermanagements zählt.

3.3 Aktueller Stand der Erfolgskontrolle im schweizerischen Fliessgewässer Management

Ähnlich wie im internationalen Vergleich zeigt sich auch in der Schweiz im Bereich der ökologischen Erfolgskontrolle und Projektevaluation eine eher negative Bilanz. Zur Zeit sind gesamtschweizerisch nur vereinzelte Projekte bekannt, die explizit Erfolgskontrollen durchführten (Lehmann & Imhof, 1995; Zumsteg, 2000; *pers. Mitteilungen: BWG, Kantone Graubünden, Bern und Thurgau*). Dies, obwohl einige Fallbeispiele, wie das „Kontrollprogramm Natur und Landschaft“ des Kantons Aargau, die Erfolgskontrollen im Auen- und Moorschutz oder die Fliessgewässer Renaturierungen im Kanton Bern gute Grundlagen für weitere Evaluationen oder Erfolgskontrollen bieten würden (BUWAL, 2002; Kirchhofer & Breitenstein, 2000; Maurer & Fridli, 1999; Maurer et al., 1997). Insbesondere fehlt in der Schweiz ein einheitliches Verfahren, mit dem die Planung, Umsetzung und Steuerung sowie der Erfolg der einzelnen Projekte einheitlich erfasst und beurteilt werden könnte. Bei vielen Revitalisierungsprojekten ist deshalb nur wenig über den tatsächlichen Verlauf und Erfolg der Massnahmen bekannt.

Dies erstaunt umso mehr als die Hochwassersicherheit der Schweiz entsprechend der neuen Wegleitung des Bundesamtes für Wasser und Geologie (BWG) heute immer im Zusammenspiel mit einer gewässerökologischen Sanierung der verbauten Strecken erfolgen soll (BWG, 2001). Nach Angaben des BWG zeigen rund 12'600 km der schweizerischen Fliessgewässer ein sehr hohes Sanierungspotenzial. Rechnet man alle eingedohnten Gewässerstrecken hinzu, so erhöht sich dieser Wert auf eine Gesamtstrecke von 30'500 km bzw. 47% der gesamten Fliessgewässerstrecken der Schweiz (*H.P. Willi, pers. Mitteilung*). Zur Zeit beträgt die durchschnittliche Revitalisierungsrate allerdings nur rund 10,6 km pro Jahr, d.h. weniger als 0,1% des gesamten Potenzials. Um eine verantwortliche Verwendung der stark limitierten Mittel zu gewährleisten, wäre eine begründete Selektion und Prioritätensetzung zukünftiger Projekte dringend notwendig. Diese sollte aufgrund einer möglichst umfassenden Auswertung der bisherigen Projekte erfolgen und durch die so gewonnen Erkenntnisse unterstützt werden. Hierzu fehlt in aller Regel bislang jedoch eine systematische Erfassung und konsequente Evaluation der bisherigen Projekte.

*Sonderfall:
Renaturierungsfond des
Kantons Bern*

Eine positive Ausnahme bildet allerdings der Kanton Bern. Das Beispiel des „Renaturierungsfonds“ belegt, dass sich Erfolgskontrollen auch in der schweizerischen Praxis bewähren können (Renaturierungsfonds, 2002). Nachdem die Bevölkerung des Kantons Bern im Jahr 1997 der Einrichtung eines Renaturierungsfonds zustimmte, stehen im Kanton Bern heute 10% der Zinseinnahmen aus der Wasserkraftnutzung für die Sanierung der Fliessgewässer zur Verfügung (rund 3,3 Mio. CHF jährlich). Seit Inkrafttreten der Renaturierungsverordnung im Dezember 1998 wurden rund 9,6 Mio. CHF umgesetzt, davon entfielen 87% auf 136 Revitalisierungsmassnahmen, 6% auf Studien oder Gutachten sowie 7% auf Verwaltungskosten (Renaturierungsfonds, 2002). Um die

Verwendung der Gelder zu dokumentieren, die Wirkung der Massnahmen zu analysieren und um die Auswahl der Folgeprojekte zu erleichtern, weist das Leitbild des Renaturierungsfonds ausdrücklich auf die Durchführung von Erfolgskontrollen hin (Renaturierungsfonds, 2002). Damit kommt dem Kanton Bern eine schweizerische Vorbildfunktion zu, auch wenn sich die geforderten Untersuchungen vorwiegend auf Wirkungskontrollen konzentrieren und keine Evaluationen auf anderen Projektebenen einschliessen.

Fazit Sowohl auf internationaler Ebene als auch aus schweizerischer Sicht wird deutlich, dass im Bereich der Fliessgewässer Revitalisierung einheitliche Konzepte zur Projektevaluation sowie standardisierte Methoden der Erfolgskontrolle fehlen. In den nachfolgenden Kapiteln wird daher ein allgemeines Konzept entwickelt, mit dem es möglich sein sollte, Fliessgewässer Revitalisierungen einheitlich zu evaluieren. Ein erster Testlauf an ausgewählten Fallbeispielen belegt, dass die Anwendung des Verfahrens möglich ist und liefert erste Ergebnisse aus der Praxis.

3.4 Konzept zur Evaluation von Fliessgewässer Revitalisierungen

3.4.1 Grundsatz

Ein Konzept zur Erfolgskontrolle von Fliessgewässer Revitalisierungen sollte aus pragmatischen Gründen keine völlig neue Evaluationsmethodik erarbeiten. Vielmehr sollten die Erfahrungen mit bereits bewährten Evaluationsmethoden aus anderen Disziplinen sinnvoll genutzt und entsprechend angepasst werden. Das hier entwickelte Verfahren beruht daher auf einer systematischen und plausiblen Übertragung bewährter Methoden. Diese sind entweder im Rahmen sozial- und wirtschaftswissenschaftlicher Ansätze etabliert oder kamen im Bereich des Landschafts- und Naturschutzes erstmals zur Anwendung. Anhand der Veröffentlichungen, die im Bereich des Natur- und Landschaftsschutzes zum Thema Erfolgskontrolle und Evaluation vorliegen, erfolgte eine Anpassung an die spezifischen Themen des Fliessgewässer Managements (z.B. Kirchhofer & Breitenstein, 2000; Marti, 2001; Marti & Stutz, 1993; Maurer et al., 1997). Die wissenschaftliche und pragmatische Relevanz des Konzeptentwurfs wurde durch Interviews mit Expertinnen und Experten aus den Bereichen Gewässerökologie, Gewässerschutz, Mediation und Wasserbau fachlich ergänzt und kritisch begutachtet. Die konzeptionellen Kapitel 2-4 stellen den theoretischen Rahmen für das Evaluationsverfahren vor. Dieser wird im anschliessenden empirischen Teil der Arbeit anhand von 15 konkreten Revitalisierungsprojekten aus der Schweiz und den USA auf seine praktische Anwendbarkeit überprüft und erstmals getestet (Kap. 5-7).

3.4.2 Wirkungsbereich

Das hier vorgestellte Verfahren konzentriert sich auf die Ebene der einzelnen *Projekte*. Es schliesst damit die Evolution ganzer Programme oder politischer Systeme (z.B. Untersuchungen zum Erfolg der Auen-schutzverordnung oder internationaler Gewässerpolitik) ebenso aus, wie die *alleinige* Wirkungskontrolle einzelner Massnahmen (z.B. zum Erfolg von Gerinneaufweitungen oder einer Restwasserregelung). Die Evaluation umfasst jeweils einen *gesamten Projektablauf* sowie dessen *Ergebnisse*.

3.4.3 Nachhaltigkeit als Richtmass für erfolgreiche Projekte

Die Definition erfolgreicher oder weniger erfolgreicher Revitalisierungsprojekte basiert häufig auf der subjektiven Perspektive einzelner Personen. Um eine objektive Evaluation der Projekte zu ermöglichen, liegt es daher nahe, die Bewertung auf einer gesellschaftlich breit abgestützten und allgemein anerkannten Grundlage durchzuführen. Ein solcher gesellschaftlicher Konsens zeichnete sich im Bereich des Umweltschutzes bereits seit den 1980er Jahren ab. Als Reaktion auf die damaligen, drastischen Umweltkatastrophen¹ etablierte sich mit dem Paradigma der „nachhaltigen Entwicklung“ ein neuer Denkansatz in der internationalen Umweltpolitik (Calder, 1999). Nachhaltige Entwicklung zielt darauf ab, die Bereiche Ökologie, Ökonomie und Soziales in einem gemeinsamen Handlungskonzept zusammenzufassen.

Im 1987 veröffentlichten „Brundtland Bericht“ ebneten diese Gedanken den Weg für einen neuen gesellschaftlichen Konsens im Umweltmanagement (WCED, 1987). Spätestens im Juni 1992, als 170 Staaten an der „Konferenz für Umwelt und Entwicklung der Vereinten Nationen“ (UNCED) das Aktionsprogramm „Agenda 21“ verabschiedeten, verankerte sich das Konzept der Nachhaltigkeit auch international. In Artikel 18 stellte die „Agenda 21“ eine international anerkannte Richtlinie zur Umsetzung von Gewässerschutzmassnahmen vor. Diese betont neben dem Schutz der natürlichen hydrologischen, biologischen und chemischen Gewässerfunktionen v.a. die Notwendigkeit eines integrierten Gewässermanagements. Damit sind sozioökonomische Aspekte und die Berücksichtigung multipler Nutzungen explizit eingeschlossen (Calder, 1999; Huppert & Kantor, 1998; United Nations, 1998). Zusätzlich taucht in jüngeren Ansätzen zur nachhaltigen Entwicklung vermehrt eine vierte Dimension, die so genannte „institutionelle Perspektive“ auf (Peters & Hillenbrand, 2001). Diese Dimension betont u.a. Fragen der Partizipation, der demokratischen Konfliktlösung sowie der Bedeutung internationaler Abkommen für ein erfolgreiches Gewässermanagement. Das hier vorgestellte Verfahren orientiert sich an diesem Konsens einer nachhaltigen Nutzung und untersucht die Projekte daher anhand der drei Erfolgskriterien „ökologische Wirkung“, „Umsetzungseffizienz“ und „Akzeptanz“, wie im nächsten Kapitel detaillierter dargestellt ist.

¹ Z.B. in Bhopal, Tschernobyl oder bei Sandoz in Basel.

3.4.4 Variablen die den Projekterfolg erklären

Sechs
Evaluationsschritte

Wie Fig. 3-2 zeigt, konzentriert sich das hier vorgestellte Evaluationsverfahren auf drei konkrete Bereiche des Projektmanagements. In sechs Evaluationsschritten untersucht es den individuellen Ablauf der „Projektplanung“, den eigentlichen „Umsetzungsprozess“ und die „adaptive Projektsteuerung“. Diese sechs Schritte wurden in Analogie zu den in Kap. 3.1 dargestellten Evaluationsprinzipien als Variablen definiert, um den Erfolg eines Projekts zu erklären (*erklärende Variablen*).

Projektplanung,
Umsetzungsprozess &
adaptive
Projektsteuerung

Um die *Qualität der Projektplanung* beurteilen zu können, konzentriert sich das Verfahren (1.) auf die Qualität der ökologischen Ziele, (2.) auf den Einbezug der öffentlichen Interessen sowie (3.) auf das Niveau der Voruntersuchungen, die zur Erfassung des ökologischen Ist-Zustands durchgeführt wurden. Die *Beurteilung des Umsetzungsprozesses* erfolgt (4.) anhand des Vorgehens zur Auswahl der Verbesserungsvarianten sowie (5.) durch die konkreten Randbedingungen bei der praktischen Implementierung der Massnahmen selbst, d.h. anhand der Zusammenarbeit zwischen Behörden, Planungsstellen und Ausführenden sowie anhand der Situation auf der Baustelle. Die *Beurteilung der adaptiven Projektsteuerung* erfolgt schliesslich (6.) anhand der Qualität der begleitenden ökologischen Untersuchungen und des Monitorings.

Die Klassifizierung dieser erklärenden Variablen, d.h. die Einteilung in eine „sehr gute“, „gute“, „mässige“ oder „schlechte“ Ausprägung erfolgte aufgrund empirischer Untersuchungen mit Expertinnen und Experten, die seit langer Zeit im Revitalisierungsbusiness aktiv sind (vgl. Kap. 5-7). Aufgrund von 15 Interviews mit diesen sogenannten „alten Hasen“ konnte ein standardisiertes Evaluationsverfahren entwickelt werden (Kap. 5), mit dem anschliessend 15 Fallbeispiele detaillierter analysiert wurden (Kap. 6-7).

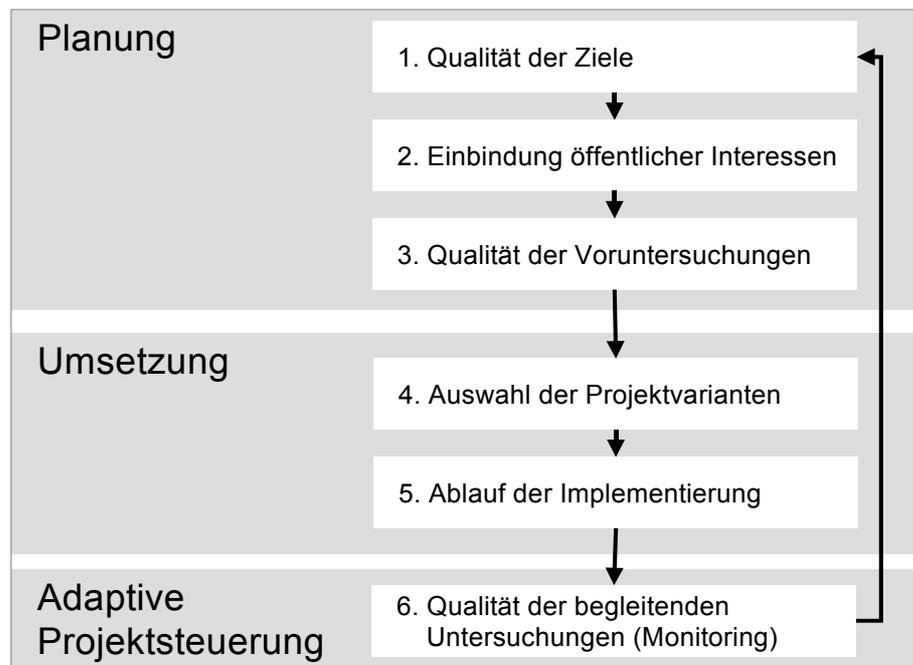


Fig. 3-2: Konzept zur Evaluation eines Projektablaufs bei Fließgewässer Revitalisierungen. Untersucht werden die drei Themenbereiche „Projektplanung“, „Umsetzungsprozess“ und „adaptive Projektsteuerung“, die entsprechend der Arbeitshypothese als erklärende Variablen Einfluss auf den Projekterfolg haben.

3.4.5 Erfolgsdefinition und Arbeitshypothese zur Messung des Projekterfolgs

Ein erfolgreiches Revitalisierungsprojekt sollte nach den Richtlinien eines nachhaltigen Managements sowohl ökologische und ökonomische als auch gesellschaftliche Aspekte umfassen.

Das hier vorgestellte Konzept zur Evaluation der Projekte geht deshalb auf folgende Aspekte ein (Fig. 3-3):

1. Den **kausalen Zusammenhang** zwischen den Massnahmen und ihrer dauerhaften ökologischen Wirkung (Wirkung und Beständigkeit). *„Konnte mit den Massnahmen tatsächlich eine ökologische Verbesserung erreicht werden, die über einen längeren Zeitraum nachweisbar ist?“*
2. Den Umgang mit den geplanten finanziellen und zeitlichen **Ressourcen** (Umsetzungseffizienz). *„Konnte das Projekt im geplanten zeitlichen und finanziellen Rahmen durchgeführt werden?“*
3. Die **öffentliche Zustimmung** für das Projekt (Akzeptanz) *„Ist das Projekt auch in der Öffentlichkeit auf grosse Zustimmung und/oder aktive Unterstützung gestossen?“*

Arbeitshypothese In Anlehnung an den erwähnten Projektablauf ergibt sich daraus die folgende Arbeitshypothese zur Erfolgsbemessung der Revitalisierungsprojekte:

Ein Revitalisierungsprojekt ist umso erfolgreicher, je besser die Projektplanung abgelaufen ist, je problemloser die Massnahmen implementiert werden konnten und je besser die adaptive Projektsteuerung funktionierte.

Das heisst, der Projekterfolg sollte umso grösser sein, je höher die Qualität der erklärenden Prozessvariablen (Fig. 3-3) ist oder

*erklärende
Prozessvariablen*

1. je besser die Leitbilder und Zielsetzungen formuliert wurden,
2. je besser die Interessengruppen und die Bevölkerung in den Prozess einbezogen wurden,
3. je besser die Voruntersuchungen zur Erfassung der Datengrundlage des Ausgangszustands durchgeführt wurden,
4. je besser die Projektvarianten ausgewählt wurden,
5. je besser die Verbesserungsmassnahmen in der Praxis umgesetzt wurden,
6. je besser die adaptive Projektsteuerung aufgrund der durchgeführten begleitenden Untersuchungen funktionierte.

Entsprechend der Fig. 3-3 sollte der Projekterfolg messbar sein

- Erfolgsvariablen*
1. anhand der tatsächlichen und dauerhaften ökologischen Wirkung, die im Vergleich zu einer Referenz einen kausalen und beständigen Zusammenhang zu den Verbesserungsmaßnahmen zeigt,
 2. anhand des tatsächlichen Verbrauchs der Projektressourcen,
 3. anhand der Akzeptanz und Unterstützung der Bevölkerung.

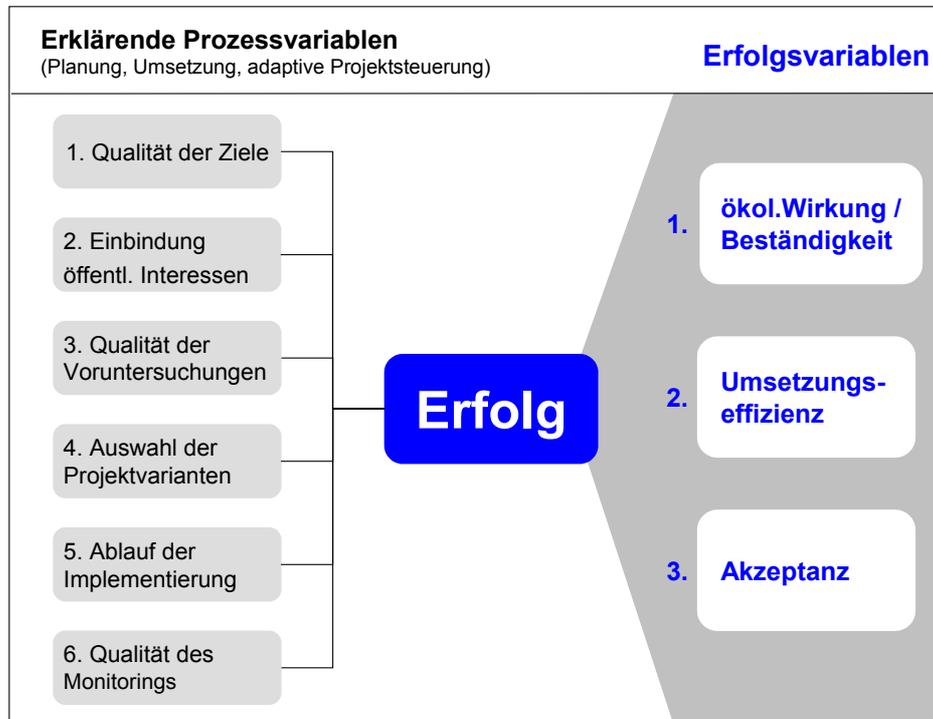


Fig. 3-3: Grundprinzip zur Evaluation der Fließgewässer Revitalisierungsprojekte. Entsprechend der Arbeitshypothese kann der Erfolg eines Projekts anhand von drei Erfolgsvariablen gemessen und mit sechs Prozessvariablen erklärt werden.

Bevor ein Fließgewässer Revitalisierungsprojekt allerdings nach diesen Variablen bewerten werden kann, ist klar zu definieren, wann beispielsweise die Einbindung der Bevölkerung vorbildlich oder unbefriedigend funktioniert, wann die Auswahl der Alternativen optimal oder nicht optimal verläuft oder wann ein Projekt gut bzw. schlecht akzeptiert wird. Diese Beurteilung braucht eindeutige Definitionen, die Auskunft über eine „gute“, „mässige“, oder „schlechte“ Ausprägung der jeweiligen Variablen geben.

- Prinzipielles Vorgehen*
- Aus diesem Grund wird in den folgenden Kapiteln ein einheitlicher Kriterienkatalog erarbeitet, der eine objektive Beurteilung aller erklärenden und abhängigen Variablen ermöglicht.

Methodisches Vorgehen

4 Methoden

Die Entwicklung eines einheitlichen Evaluationsschemas für Fließgewässer Revitalisierungen muss unterschiedliche Aufgaben lösen. Sie sollte

1. eine plausible Definition für den Erfolg der Projekte liefern und abklären, anhand welcher Kriterien dieser zu messen ist,
2. ermitteln, welches die Kernelemente eines Projektablaufs sind, die den Erfolg oder Misserfolg erklären können,
3. aufzeigen, welcher konkrete Zusammenhang zwischen Projektablauf und Projekterfolg besteht,
4. deutlich machen, wie ein solcher Projektablauf idealerweise gestaltet sein sollten, damit die Projekte eine möglichst grosse Aussicht auf Erfolg haben und
5. zusammenfassen, was folglich zu verändern wäre, um den Erfolg zukünftiger Projekte zu verbessern.

Mit diesen Aufgaben sind sehr unterschiedliche methodische Anforderungen verbunden.

- Anfangs steht die *Hypothesenbildung* im Vordergrund, die versucht, den Erfolg oder Misserfolg der Projekte zu definieren und zu erklären.
- Die Ermittlung der Erfolgskriterien sowie die Ermittlung der Kriterien, die einen „idealen Projektablauf“ kennzeichnen, spricht für eine *empirische Sammlung* und *qualitative Analyse* langjähriger Erfahrungswerte.
- Um Zusammenhänge zwischen Projektablauf und Projekterfolg testen zu können, ist die *Analyse konkreter Fallbeispiele* gefragt.
- Die Untersuchung dessen, was in der Praxis gut oder weniger gut funktioniert, erfordert einerseits einen Überblick über die Erfolgsergebnisse einzelner Fallbeispiele. Andererseits sind auch hier Hintergrundinformationen nötig, die erklären können, *weshalb* sich etwas bewährte oder nicht. Damit rückt wiederum der *Aspekt des Verstehens* in den Vordergrund, was eine qualitative Analyse der „Insiderinformationen“ nahe legt.

4.1 Forschungstheoretischer Kontext

Methodisch wurden diese Aufgaben durch eine Kombination aus deduktiven und induktiven Ansätzen gelöst (Fig. 4-1): Ein erster Arbeitsschritt grenzte das komplexe Thema deduktiv ein. Das bedeutet, dass sowohl die Erfolgsdefinition als auch die Eingrenzung auf einen übersichtlichen Projektzyklus mit sechs erklärenden Prozessvariablen aufgrund einer Literaturstudie zur Nachhaltigkeit, Fließgewässer Bewertung, Evaluationsforschung und zum Projektmanagement erfolgte (vgl. Kap. 2 und 3).

Ein nächster Arbeitsschritt ermittelte anhand des Fachwissens von erfahrenen Expertinnen und Experten (sog. „alter Hasen“) die Kennzeichen „idealer“ Projekte (Kap. 5). Da bei dieser Aufgabe die *Generierung* theoretischen Wissens sowie das *Verstehen* erfolgreicher Prozessabläufe im Mittelpunkt stand, lag es nahe, hierzu eine qualitativ-induktive Forschungsmethode zu wählen (Bortz & Döring, 1995; Creswell & Maietta, 2002; Flick, 1999). Methodisch orientierte sich dieser Untersuchungsschritt an den Richtlinien der „grounded theory“ (Creswell & Maietta, 2002; Glaser & Strauss, 1967; Glaser & Strauss, 1998), wie sie im nächsten Abschnitt (Kap. 4.1.1) beschrieben sind. Die Untersuchungseinheit konzentrierte sich hier auf Interviews mit einzelnen ausgewählten Expertinnen und Experten. Die aus den Interviews induktiv abgeleiteten „Kriterien für erfolgreiche Projektabläufe“ wurden anschliessend in einen Bewertungskatalog übersetzt, der eine einheitliche Bewertung aller sechs Prozessvariablen ermöglichte (Kap. 5.8).

Mit Hilfe von Projektunterlagen und Hintergrundinformationen zu 15 Fallbeispielen sowie mit Hilfe einer zweiten unabhängigen Interviewserie wurde dieser Bewertungsschlüssel erstmals exemplarisch getestet (Kap. 6). Ebenso erfolgte die Ermittlung der Erfolgskriterien anhand dieser Informationsgrundlagen (Kap. 7). Das Ergebnis sind Trends, die Auskunft über die aktuelle Situation der Revitalisierungspraxis geben. Methodisch folgte dieser Ansatz der „Fallstudientechnik“ (Eisenhardt, 1998; Yin, 1994), wie sie in Kap. 4.1.2 beschrieben ist. Die Untersuchungseinheit dieses Analyseschritts umfasste somit ganze Projektabläufe und arbeitete mit Projektunterlagen, Interviews, Archivmaterial, Internet-Recherchen und weiterführender Literatur (vgl. auch Tab.4-2).

Im nächsten Analyseschritt wurden die Fallstudienresultate der Projektplanung (Kap. 6) mit denen des Projekterfolgs (Kap. 7) systematisch verglichen. Hierzu wurden die jeweiligen Ergebnisse in Kontingenztafeln überführt und die Zusammenhänge anhand der jeweiligen Kreuzverteilungen abgeleitet (Synthesekapitel 8).

Die Ermittlung der Schlüsselkriterien, die für einen erfolgreichen oder weniger erfolgreichen Projektverlauf ausschlaggebend sein können, basiert auf dem langjährigen Erfahrungsschatz aller Interviewpartnerinnen und -partner, der in Hinblick auf mögliche Erfolgsstrategien hin untersucht wurde. Diese Analyse erfolgte wiederum qualitativ-induktiv und die Ergebnisse sind abschliessend in einigen „Tipps für die Praxis“ zusammengefasst (Kap. 9).

Das methodische Gerüst der Arbeit ähnelt im forschungstheoretischen Kontext somit einer Mischform wie sie beispielsweise von (Mayring, 2003) beschrieben wird. Dies erscheint im vorliegenden Fall v.a. deshalb gerechtfertigt, da der Untersuchungskontext sehr komplex und interdisziplinär strukturiert ist. Manche Analyseschritte können sich dabei auf langjährige Erfahrungen stützen, wohingegen andere ein völlig neues Terrain beschreiten. Die „Vielschichtigkeit des Problems“ bildet sich auch hier in der „Vielschichtigkeit der Methoden“ ab (Van Wezemael, 2002). Prinzipiell ist ein solcher Sprung über die klassischen qualitativen bzw. quantitativen Paradigmengrenzen hinweg legitim, solange die Vorgehensweise „offengelegt und systematisiert“ wird (Mayring, 2002a).

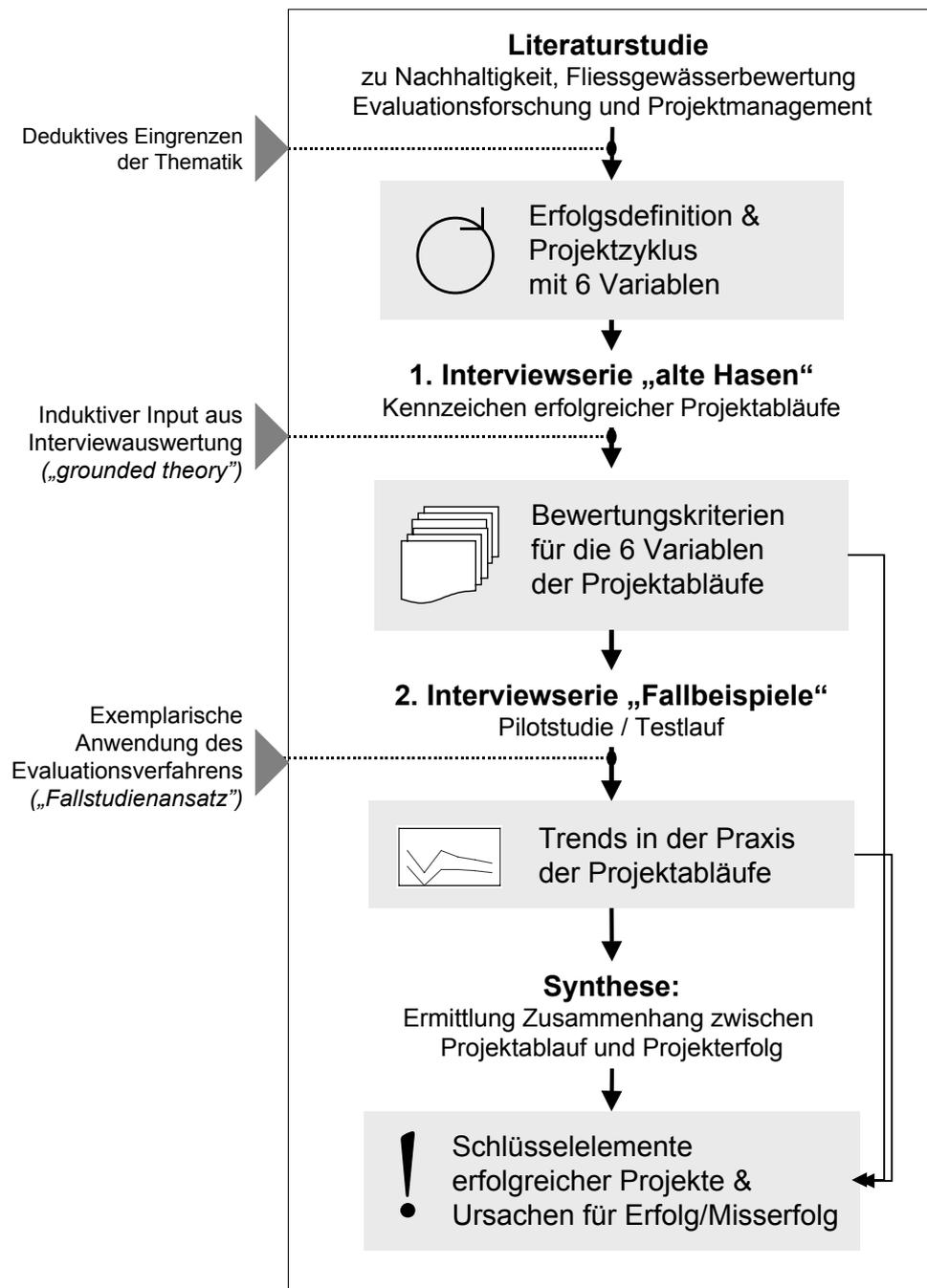


Fig. 4-1: Überblick zum methodischen Vorgehen in chronologischer Abfolge; weiss dargestellt sind die jeweiligen Untersuchungsschritte, grau unterlegt die entsprechenden Ergebnisse oder Zwischenergebnisse. Aufgrund der komplexen und interdisziplinären Fragestellung wurden deduktive und induktive Methoden kombiniert.

4.1.1 Grounded theory

Hintergrund Um einerseits die wesentlichen Kriterien und Ausprägungen für einen erfolgreichen Projektverlauf zu ermitteln und andererseits die Ursachen und die Schlüsselemente erfolgreicher Projekte zu verstehen, folgten die Untersuchungen im Rahmen der ersten Interviewserie der Idee der „grounded theory“ (Glaser & Strauss, 1967). Da im Fließgewässer Management bis heute noch kein einheitliches Evaluationsverfahren vorliegt, bietet sich dieser Ansatz besonders an. Zur Entwicklung - oder besser zur „Entdeckung“ - der Hypothesen arbeitet die Methode unvoreingenommen auf der Grundlage des erhobenen Datenmaterials und nicht mit einer apriorischen Annahme logisch deduzierten Wissens (Glaser & Strauss, 1998). Im Sinne der grounded theory sollen „die Daten selbst sprechen“, was im konkreten Fall den langjährigen Erfahrungen der Expertinnen und Experten der ersten Interviewserie entsprach. Auf diese Weise ergaben sich empirisch definierte Kern- oder Schlüsselkategorien, die in ein hierarchisches Netz von Konstrukten eingebettet wurden. Die Identifikation der Konstrukte erfolgte in mehreren Codierphasen, in denen die Texte immer wieder sorgfältig durchgearbeitet wurden. (Glaser & Strauss, 1967) gehen davon aus, dass hinter den empirischen Indikatoren, (z.B. hinter bestimmten Verhaltensweisen) konzeptionelle Codes oder Konstrukte stehen. Je mehr Indikatoren in die selbe Richtung weisen oder auf das selbe Konstrukt hindeuten, desto höher ist der „Sättigungsgrad“ des Konstrukts für die sich entwickelnde Theorie. Damit steht die komparative Analyse im Zentrum der Methode. Die „Logik des Vergleichs“, also das permanente Vergleichen der Kategorien, lenkt die Aufmerksamkeit auf Ähnlichkeiten und Unterschiede und führt so zur Theoriebildung. Da diese parallel und iterativ zur Überprüfung der Theorie verläuft, sollten möglichst viele Personengruppen befragt werden, um die emergenten Kategorien zu bestimmen. Glaser und Strauss sprechen deshalb auch vom „theoretischen sampling“, da die Gruppenvergleiche nicht zuvor festgelegt sind, sondern durch theoretische Überlegungen im Verlauf des Untersuchungsprozesses gewonnen werden.

Aufgrund der fallbezogenen Theorien können im Verlaufe weiterer qualitativer oder quantitativer Untersuchungen formale Theorien entwickelt werden, die über einen spezifischen Untersuchungsgegenstand hinaus reichen. Die Validität der Ergebnisse ist durch die eigene Sicherheit im Forschungsumfeld sowie durch eine klare Darstellung des theoretischen Kontextes zu gewährleisten. (Glaser & Strauss, 1967) betonen, dass Literaturwissen innerhalb eines Forschungsfeldes zur aktuellen Theoriebildung zwar hilfreich und sinnvoll sein kann. Dies allerdings *erst dann*, wenn die empirischen Daten erhoben und klassifiziert vorliegen. Ihrer Ansicht nach engt der zu frühe Einbezug des Hintergrundmaterials den freien Umgang mit den empirischen Daten ein, so dass u.U. wichtige Erkenntnisse verloren gehen können.

*Modifikation im eigenen
Forschungskontext*

Trotz der prinzipiellen Übereinstimmung mit den Ansätzen der grounded theory ist das empirische Vorgehen in dieser Arbeit durch andere empirische Aspekte ergänzt worden. Die erste Modifikation betrifft die oben erwähnte *Eingrenzung des Themas* auf einen Evaluationszyklus mit sechs Stufen. Dadurch entstand ein vorgegebenes Variablensystem, das einem „reinen“ Ansatz der grounded theory widerspricht. Diese Eingrenzung erschien aus erkenntnistheoretischen Überlegun-

gen dennoch legitim, da es im Grunde keine Beobachtung gibt, die nicht zumindest indirekt durch Theorien und Probleme geleitet wäre. Dies trifft auch für die *reine Lehre* der grounded theory zu, da es prinzipiell fraglich ist, dass eine Untersuchungsperson völlig frei an ein Thema herangehen kann, wenn sie sich gleichzeitig zum selben Thema eine Forschungsfrage stellt. Im vorliegenden Fall erschien es deshalb sinnvoll, den Fokus der Untersuchungen im Vorfeld einzuengen. Die lange Tradition der Evaluationsforschung, die gut etablierten Prinzipien des Projektmanagements sowie ein umfassendes Wissen im Bereich der Fließgewässer Bewertung (vgl. Kap. 2) bieten eine so breite theoretische Basis, dass die Generierung neuen Wissens in diesem Fall kein Thema war. Hingegen besteht heute nach wie vor ein beträchtliches Wissensdefizit, was die Übertragung der Evaluationskenntnisse auf das Fließgewässer Management betrifft (Kap. 3.2). Ausserdem sind Revitalisierungen in so starkem Mass durch gesellschaftliche und politische Prozesse geprägt, dass die Erklärungsmuster für den Erfolg oder Misserfolg zwischen bekannten naturwissenschaftlich-technischen Ansprüchen und den Anforderungen an komplexe soziale Prozesse *neu* zu definieren sind. Um hierzu Hypothesen zu entwickeln, folgt die Arbeit im Rahmen der ersten Interviewserie mit den „alte Hasen“ in (Tab. 4-1) sehr nahe den Prinzipien der grounded theory.

Eine weitere Modifikation betrifft die *Auswahl der Untersuchungsstichprobe*. Da sich die Interviews an der Struktur des zuvor abgeleiteten Evaluationszyklus orientierten, war die Auswahl der Interviewpartnerinnen und -partner zuvor festgelegte Gruppen beschränkt (Tab. 4-1). Die Selektion begrenzte sich auf Personen, die Schlüsselrollen in der Revitalisierungsforschung, in der Projektplanung und Umsetzung sowie im Vollzug und bei Interessengruppen einnehmen. Das grössere politische Umfeld der Projekte wurde aufgrund der thematischen Fokussierung nicht untersucht.¹ Die Auswahl der Gruppen und der befragten Personen konzentrierte sich anfangs auf wenige Personen, die den Prinzipien der „theoretischen Relevanz“ (Glaser & Strauss, 1967) entsprechen. Wie Tab. 4-1 zeigt, waren dies einerseits Schlüsselpersonen aus Bundes-, Länder- oder Kantonsbehörden; andererseits umfasste die Auswahl bekannte Persönlichkeiten aus der Grundlagenforschung und dem Beratungsbereich (Interviews aus der Zeit zwischen 05-07/2002). Diese Auswahl hing von der apriorischen Annahme ab, dass Fließgewässer Management v.a. im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft und Umsetzung stattfindet. Dieser erste Ansatzpunkt wurde im Verlauf der Untersuchung entsprechend dem „theoretischen sampling“ durch weitere Interviewpartnerinnen oder -partner ergänzt. Konkret heisst dies, dass solche Personen gesucht wurden, die geeignet waren, die sich abzeichnenden Theorien zu vertiefen oder sie unter einem anderen Aspekt zu betrachten (z.B. Personen aus der angewandten Forschung, Mediation, Umweltverbänden oder weiterer Vollzugsstellen, Interviews nach 07/2002).

¹ Dieser Aspekt ist Gegenstand einer Dissertation, die parallel zu dieser Arbeit an der Universität Zürich durchgeführt wurde und in (Zaugg, 2003) zusammengefasst dargestellt wird.

Tab. 4-1: Interviewpartnerinnen und –partner der ersten Interviewserie.

	Institution	Aufgabe/ Funktion	Land	Involviert seit (befragt am):
1	Landesamt für Umweltschutz (LfU), Karlsruhe	Landesbehörde	D	Mitte 90er (05/2002)
2	Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG), Biel	Bundesbehörde	CH	Ende 80er (06/2002)
3	Revitalisierungsfonds des Kantons Bern, Bern	Kantonale Behörde	CH	Mitte 90er (06/2002)
4	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Kastanienbaum	angewandte Forschung	CH	Mitte 90er (06/2002)
5	University of California, Berkeley	Grundlagenforschung	USA	Mitte 80er (07/2002)
6	Philip Williams & Associates, Ltd. (PWA), San Francisco	Beratung & Planung	USA	Anfang 80er (07/2002)
7	Strategic Assessment, Seattle	Mediation	USA	Mitte 80er (08/2002)
8	Stillwater Science, Berkeley	Beratung & angewandte Forschung	USA	Ende 80er (08/2002)
9	University of Idaho, Boise	Ingenieurwissenschaft, Beratung & Forschung	USA	Mitte 80er (08/2002)
10	U.S. Geological Survey (USGS), Wisconsin	angewandte Forschung	USA	Ende 80er (09/2002)
11	Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL), Zürich	kantonale Behörde	CH	Mitte 80er (11/2002)
12	Amt für Raumplanung des Kantons Thurgau (Natur- und Landschaftsschutz), Frauenfeld	Kantonale Behörde	CH	Mitte 90er (11/2002)
13	Lokale NGO, Frauenfeld	Kommissionsmitglied	CH	Anfang 90er (11/2002)
14	Amt für Jagt und Fischerei des Kantons Graubünden, Chur	Kantonale Behörde	CH	Mitte 90er (03/2003)
15	Amt für Umwelt des Kantons Thurgau (Wasserbau und Wasserwirtschaft), Frauenfeld	Kantonale Behörde	CH	Mitte 90er (11/2003)

Eine letzte Eingrenzung bezieht sich auf das *vorab festgelegte Untersuchungsgebiet Europa und USA*. Wie im Einleitungskapitel erläutert ist, erfolgte die Entwicklung der Forschungsfrage aufgrund einer vorab durchgeführten Literaturrecherche. Diese machte deutlich, dass knapp 90% aller Fallbeispiele, die in den Jahren 1975-2002 in wissenschaftlichen Veröffentlichungen erwähnt wurden, entweder in Europa oder den USA durchgeführt wurden (vgl. Kap. 1.2, Fig. 1-4). Es lag daher nahe, den Untersuchungsraum auf dies Gebiet zu konzentrieren. Aus Gründen der Praktikabilität konzentrierten sich die europäischen Untersuchungen auf die Schweiz, Deutschland und Österreich (Tab. 4-1 und Tab. 4-2).

4.1.2 Fallstudienanalysen

Hintergrund Fallstudienanalysen sind empirische Untersuchungen, deren Fokus auf einem aktuellen Phänomen liegt, das in einem „realen“, praxisrelevanten Umfeld spielt (Scholz & Tietje, 2002; Yin, 1994). Nach (Bramann & Dodel, 2002) sind Fallstudien besonders dann geeignet, wenn (1.) die Forschungsfragen v.a. auf das „wie?“ und „warum?“ zielen, (2.) die Kontrolle über die Ergebnisse nicht gegeben ist und (3.) der Fokus auf aktuellen Ereignissen liegt. Dies erschien im Kontext dieser Dissertation insbesondere für die Überprüfung des neu entwickelten Evaluationschemas zuzutreffen. Mit der Fallstudienanalyse bot sich einerseits eine gute Möglichkeit, die Qualität realer Projekte zu überprüfen und andererseits die Dynamik der Projektprozessen besser verstehen und erklären zu können.

Mit Hilfe der Fallstudienanalyse können entweder Einzelfälle oder vergleichend mehrere Fälle untersucht werden. Dabei kann sich der „Fall“ auf einzelne Individuen, mehrere Individuen einer Gruppe oder auf Programme und Aktivitäten beziehen (wie im vorliegenden Fall um die Umsetzung und Qualität unterschiedlicher Revitalisierungsprojekte; Creswell & Maietta, 2002; Yin, 1994). Dementsprechend vielfältig sind die Anwendungsgebiete, der Fallstudientechnik. Diese reichen von der Psychologie über die Soziologie bis hin zum praktischen Betriebswirtschaftslehre. Ebenso werden sie für sehr unterschiedliche Zwecke eingesetzt, die von der Generierung bis zum Testen von Theorien reichen (Yin, 1994). Methodisch zeichnen sich Fallstudien nach (Eisenhardt, 1998) durch acht klare Untersuchungsschritte aus (Fig. 4-2).

Im Gegensatz zur reinen grounded theory kann der erste Schritt der Untersuchung, d.h. die *Definition der Forschungsfrage*, durch eine a priori Annahme auf ein bestimmtes Thema eingegrenzt werden, was im vorliegenden Fall durch die Anwendung des zuvor abgeleiteten Evaluationschemas praktiziert wurde. Die anschließende *Auswahl der Fallbeispiele* (Schritt 2) erfolgt ebenso wie bei der grounded theory durch ein sogenanntes „theoretisches sampling“. Die Auswahlkriterien sind dabei aus dem Forschungsziel abzuleiten und explizit darzulegen (Gassmann, 1999). Die selektierten Fälle entsprechen also auch bei der Fallstudienanalyse keiner statistisch repräsentativen Zufallsverteilung sondern theoretischen Kategorien, die möglichst unterschiedliche Ausprägungen oder „polare Beispiele“ abdecken (Glaser & Strauss, 1967). Daneben zeichnen sich Fallstudien durch die Verarbeitung vielfältiger qualitativer oder quantitativer Informationsquellen aus, die beispielsweise Beobachtungen, offene oder standardisierte Interviews einschließen können und zudem mit Hilfe der Inhaltsanalyse an der Auswertung von Projektunterlagen, Hintergrunddokumenten oder Archivmaterial arbeiten (Eisenhardt, 1998; Harms, 2003; Markard, 2003; Scholz & Tietje, 2002; Yin, 1994). Dies ist v.a. im dritten Untersuchungsschritt bedeutsam, in dem *die Untersuchungsinstrumente und Protokolle* erstellt werden. Die *Datenerhebung* ist wie im Fall der „grounded theory“, v.a. durch parallele Erhebungen und Analysen charakterisiert (Schritt 4).

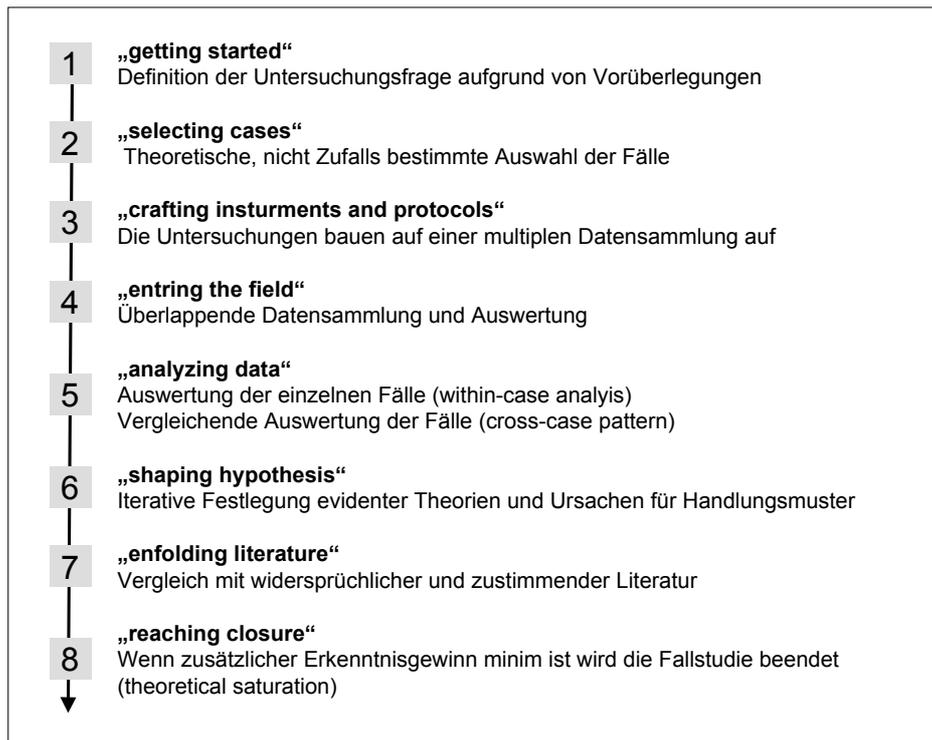


Fig. 4-2: Acht Untersuchungsschritte zur Durchführung von Fallstudienanalysen (verändert nach Eisenhardt, 1998).

Durch den ständig wachsenden Erkenntnisgewinn können so mögliche Anpassungen der Untersuchungsrahmen auch während der Erhebung vorgenommen werden. *Die Auswertung der Daten* (Schritt 5) erfolgt zuerst durch eine sogenannte „within case analysis“. Dazu werden die Fälle detailliert erfasst und individuell beschrieben, um möglichst viel Einsichten in die Projekte zu erlangen. Im vorliegenden Fall wurden zusätzlich alle Interviews transkribiert, um einen möglichst detaillierten Überblick über die Zusammenhänge zu erhalten und um evtl. Hintergrundinformation nicht zu verlieren. Diese zusätzlichen Erkenntnisse wurden anschliessend systematisch mit den Ergebnissen der anderen Fälle verglichen und in Hinblick auf Ähnlichkeiten, Widersprüche, sowie evidente Trends analysiert („cross-case analysis“). Der Schlüssel einer guten cross-case Analyse ist die Betrachtung der Daten unter verschiedenen Gesichtspunkten. Besonders die Gegenüberstellung unterschiedlicher Kategorien, die innerhalb ähnlicher Fallgruppen Ähnlichkeiten zeigen und zwischen den entsprechend Gruppen deutliche Differenzen aufweisen, sind zur Generierung neuer Erkenntnisse besonders hilfreich.

Aus den „inside investigations“ und den „cross-case“ Vergleichen bildet sich so eine aggregierte Darstellung der Problemfelder, aus denen im sechsten Schritt emergente *Hypothesen oder Theorien* generiert werden. Dies erfolgt ebenso wie bei der grounded theory durch die iterative Untersuchung der Beziehungsmuster und Abhängigkeiten, die immer wieder mit Evidenzen aus den Einzelfällen belegt werden. Um Widersprüche und Ähnlichkeiten des Datenmaterials in einen grösseren Bezugsrahmen zu stellen, werden die Ergebnisse anschliessend in einem breiten *Literaturkontext* diskutiert (Schritt 7). Bestätigende Literaturquellen dienen dabei zur Steigerung des Vertrauens in die innere

Glaubwürdigkeit der Arbeit und die Generalisierung der Annahmen. Aus zwei Gründen ist aber auch die Beachtung widersprüchlicher Literatur wichtig. Wird sie ignoriert, so ist einerseits das Vertrauen in die Methode reduziert. Andererseits zwingt sie die Forschenden in eine neue und kreativere Form des Denkens und über die eigene Grenzen hinaus zu gehen („unfreeze thinking“; Eisenhardt, 1998).

Eine Fallstudie endet dann, wenn die sogenannte „*theoretische Sättigung*“ erreicht ist (Schritt 8). Die Entscheidung, keine neuen neue Fälle in die Studie zu integrieren sowie den iterativen Prozess zwischen Theoriengenerierung und Datenanalyse zu beenden, sollte man dann treffen, wenn die Zunahme des Erkenntnisgewinns durch weitere neue Fälle oder Analysen nur noch minim ist. In der Praxis ist die theoretische Sättigung oft jedoch mit praktischen Randbedingungen wie Zeit und Finanzen kombiniert, so dass sich als Faustregel eine Zahl von vier bis zehn Fällen gut bewährte“ (Eisenhardt, 1998).

Anwendung im eigenen
Forschungskontext

Um einen ersten Eindruck von der Qualität realer Projekte zu erhalten, wurden 15 Fallbeispiele ausgewählt. Da der Prototyp des Evaluationsverfahrens, der im Rahmen der ersten Interviewserie entwickelt wurde, zunächst auf seine Praxistauglichkeit zu testen war, erschien diese Zahl sinnvoll. Eine umfassende quantitative Feldanalyse (die z.B. mit Hilfe von Fragebogenerhebungen) umfassendere empirische Daten liefern könnte, erschien ohne einen vorherigen Testlauf nicht geeignet. Ausserdem sollten aus den untersuchten Fallbeispielen weitere Erkenntnisse über die Schlüsselemente für erfolgreiche oder weniger erfolgreiche Projekte gewonnen werden, was wiederum für ein qualitatives Vorgehen spricht. Die 15 Fälle (Tab. 4-2) repräsentieren daher einen guten Kompromiss, um einerseits zumindest Trendentwicklungen für eine mögliche quantitative Folgeuntersuchung zu ermitteln und andererseits das praktische Arbeitspensum in vernünftigen Grenzen zu halten. Die einzelnen Fälle sind im Anschluss an diesen Methodenteil anhand eines kurzen individuellen „Steckbriefs“ beschreiben (Kap. 4.3).

4.1.3 Validität, Objektivität, Reliabilität und Signifikanz

Im Vergleich zu klar abgrenzten Laboruntersuchungen weisen Fallstudien oft stärkere subjektive Elemente und eine fehlende statistische Generalisierbarkeit auf. Um mit Hilfe der qualitativen Methoden dennoch wissenschaftlich korrekte Ergebnisse liefern zu können, sind einige methodische Aspekte zu berücksichtigen. Sowohl die grounded theory als auch die Fallstudienanalyse leben in erster Linie von Transparenz und Evidenzen, um dem Anspruch der wissenschaftlichen Glaubwürdigkeit gerecht zu werden. Die Kriterien für Validität, Objektivität, Reliabilität und Signifikanz sind zwar nicht vollständig mit denen einer quantitativen Untersuchung vergleichbar, sie können aber dennoch die Qualität der Untersuchungen gewährleisten, sofern einige Aspekte Berücksichtigung finden (Fig. 4-3).

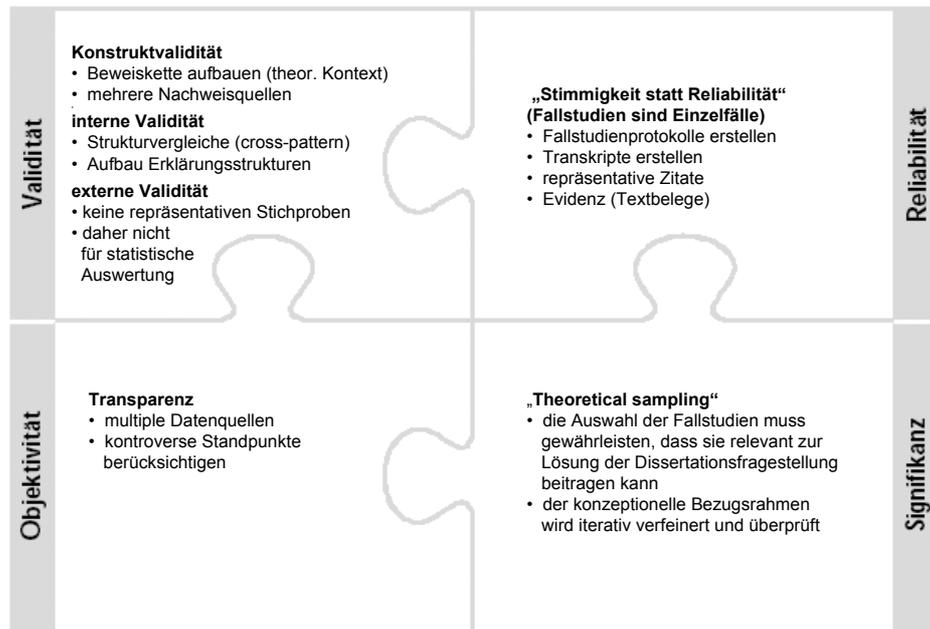


Fig. 4-3: Zusammenstellung mit welchen Hilfsmitteln im Rahmen der Fallstudien Technik Validität, Objektivität Reliabilität und Signifikanz zu gewährleisten sind (modifiziert nach (Bramann & Dodel, 2002)).

Um valide Ergebnisse zu erhalten, sollten logische Beweisketten aufgrund einer klaren Darstellung des wissenschaftlichen Kontext geführt werden, mehrere Nachweisquellen zitiert sowie die eigene Sicherheit im Forschungskontext gewährleistet sein (*Konstruktvalidität*). Erklärungsstrukturen und Strukturvergleiche, die im Sinne der cross-case Analyse angewandt werden, können die *interne Validität* gewährleisten. Hierzu ist insbesondere eine Perspektivenvielfalt hilfreich und die Darstellung kontroverser Standpunkte. Da die Auswahl der untersuchten Fälle jedoch keiner repräsentativen Auswahl entspricht, ist die *externe Validität* nicht gegeben, so dass auch keine statistische Auswertung der Daten möglich ist.

Die *Objektivität* und *Reliabilität* der Untersuchungen sind insbesondere durch multiple Datenquellen und die Berücksichtigung kontroverser Standpunkte zu steigern. Da sich qualitative Verfahren häufig und bewusst auf individuelle Prozesse konzentrieren und diese in ihrer eigenen Dynamik untersuchen, ist es jedoch schwierig, die Anforderungen an die *Reliabilität* im herkömmlichen Sinn zu erfüllen. Studien, die komplexe soziale Interaktionen in einem realen Umfeld untersuchen, können ihre Kontextbedingungen nur sehr schwer kontrollieren. Die Untersuchungen sind folglich entsprechend schwer zu standardisieren oder mit identischen Ergebnissen zu replizieren. Dieser Mangel an kontrollierbaren „Laborbedingungen“ ist ein offensichtliches Defizit der beschriebenen Methoden. Allerdings trifft dies auch auf eine Vielzahl quantitativer Untersuchungsansätze zu. Beispielsweise sind in der ökologischen Freilandforschung hoch komplexe Wechselbeziehungen ähnlich schwer kontrollierbar. Als alternatives Gütekriterien zur Beurteilung der Zuverlässigkeit der Fallstudien schlagen Bogumil und Immerfall (1985; zitiert nach Bramann & Dodel, 2002) deshalb „Stimmigkeit statt Reliabilität“ vor, die v.a. anhand von Fallstudienprotokollen, Transkripten, repräsentativen Zitaten, ausgewählten Textstellen usw.

zu belegen ist. Zudem kann die Objektivität einer Fallstudie dadurch gefördert werden, dass bei der Vergabe von Codes ein intersubjektiver Konsens zwischen unterschiedlichen Personen erreicht wird. Hierzu ist jedoch erforderlich, dass unterschiedliche Personen unabhängig voneinander den selben Text codieren und im Nachhinein vergleichen. Daraus lässt sich eine sog. „Interrater Reliabilität“ bestimmen, die Auskunft über die Zuverlässigkeit der Codierung gibt (Harms, 2003). Aus zeitlichen und finanziellen Gründen war dies nicht für alle Fallbeispiele möglich, sondern nur für diejenigen Fallbeispiele, die zusätzlich im Rahmen einer Diplomarbeit (Graute, 2002) oder im Rahmen einer Lehrveranstaltung an der ETH Zürich vertieft behandelt wurden (Jaag et al., 2003).

Erfolgreiche Fallstudien zeichnen sich ausserdem durch eine hohe *Signifikanz* aus. Diese theoretische Aussagekraft einer Methode ist dann hoch, wenn sie die Überprüfung oder Verfeinerung des konzeptionellen Bezugsrahmens ermöglicht. Eine wichtige Voraussetzung dafür ist, dass die Studie eine Fragestellung oder ein Problem analysiert und nicht nur eine Geschichte erzählt, deren Zusammenhang zur Forschungsfrage unklar bleibt. Hierbei spielt die Auswahl der Fälle, die im Rahmen des „theoretical sampling“ getroffen wird, eine besondere Rolle. Die Untersuchungen sollten nur solche Fälle analysieren, die relevante Elemente zu Klärung der Fragestellung liefern und durch den iterativen Prozess der Datenerhebung und -analyse zur permanenten Steigerung der Signifikanz beitragen.

4.2 Empirisches Vorgehen

4.2.1 Datenerhebung: Design und Stichprobe

Konzeptionell ist die vorliegende Arbeit entlang von zwei unabhängigen, halbstandardisierten Interviewserien strukturiert. Diese wurden als leitfadengestützten Experteninterviews (Bortz & Döring, 1995; Mieg, 2001) durchgeführt und umfassten in der ersten Serie 15 Gesprächspartnerinnen und -partner (Tab. 4-1). Die zweite Befragungsserie schliesst insgesamt 19 Personen ein, die für 15 Revitalisierungsprojekte verantwortlich waren. Fünf Fallbeispiele der zweiten Interviewserie waren Gegenstand einer Diplomarbeit (Graute, 2002) und zwei Fallbeispiele Gegenstand einer Lehrveranstaltung an der ETH Zürich (Jaag et al., 2003). Jede dieser Fallstudien wurde mit demselben, speziell für diese Dissertation entwickelten Gesprächsleitfaden (vgl. Anhang 1 und 2) durchgeführt. Beide Interviewserien entsprachen einer halbstrukturierten Befragung (Witzel, 1985 zitiert nach Mayring, 2002b), die im Durchschnitt rund eineinhalb Stunden dauerte.

Die Untersuchungseinheit der ersten Interviewserie konzentrierte sich auf *individuelle Expertinnen und Experten*, die über einen langjährigen Erfahrungsschatz im Bereich des Fließgewässer Managements oder der Fließgewässer Forschung verfügten. Damit waren die Ergebnisse geeignet, um die empirische Grundlage zur Entwicklung eines Evaluationsverfahrens zu liefern, welches sich sowohl an aktuellen wissenschaftlichen Anforderungen als auch an der Praxiserfahrung der Beteiligten orientierte.

Die Untersuchungseinheit der zweiten Interviewserie umfasste den gesamten Projektablauf der 15 Fallbeispiele. Die empirische Arbeit beruht daher v.a. auf der Auswertung von Projektunterlagen, Archivmaterial, Internet-Recherchen sowie der Studie weiterführender Literatur (wissenschaftliche Veröffentlichungen, Zeitungsartikel, usw.; vgl. auch Tab.4-2). Diese Informationen wurden durch einzelne Interviews vertieft, die mit Personen durchgeführt wurden, welche eine Schlüsselrolle innerhalb der Projektleitung oder Projektplanung einnahmen. Sofern das Interviewmaterial die Information der schriftlichen Dokumente bestätigte, wurden keine weiteren Interviews durchgeführt. In den Fällen, in denen offensichtliche Widersprüche auftauchten, wurden u.U. zusätzliche persönliche Gespräche in die Analyse integriert. Hauptsächlich erfolgte die Auswertung der Fallstudien jedoch aufgrund der Projektunterlagen.

Wie oben erwähnt, erfolgte die Auswahl der Fallbeispiele nicht aufgrund einer zufälligen Auswahl, sondern analog zu den Richtlinien des „theoretischen Samplings“. Entsprechend der methodischen Grundlagen der Fallstudienanalyse und um möglichst vielfältige Aspekte der Revitalisierungspraxis zu berücksichtigen, sollten die untersuchten Fälle ein breites Feld in Bezug auf die Projektgröße, das Alter der Projekte, den Nutzungsdruck sowie die Projektkosten abdecken (vgl. Kap. 4.1.2). Ebenso sollten sie aufgrund der Ergebnisse in Kap. 1.2 erwähnten Literaturstudie Projekte aus den USA und aus Europa abdecken (vgl. Fig. 1-4). Die Vorauswahl solch potenziell geeigneter Projekte erfolgte aufgrund einer internen Expertendiskussion an der EAWAG. Die konkrete Zusammenstellung der untersuchten 15 Fälle erfolgte anschliessend danach, ob über das jeweilige Revitalisierungsprojekt (a) genügend Projektinformationen bereitstehen und ob die Projektverantwortlichen (b) grundsätzliche Bereitschaft zeigten, um an einer anonymen Untersuchung teilzunehmen.

Leitfaden Beide Interviewserien folgten einem eigenen Gesprächsleitfaden, der vor Beginn der Interviews in englisch oder deutsch erstellt wurde (vgl. Anhang 1 und 2). Die thematischen Schwerpunkte des Leitfadens orientierten sich an Themen, die im Rahmen der Literaturstudie als relevant ermittelt wurden und konzentrierten sich auf die sechs erklärenden Prozessvariablen sowie auf die vier Erfolgsvariablen, die in Kap. 3.5.4 vorgestellt wurden. Sie gehen ausserdem „persönlichen Motive“ der Befragten ein und beinhalten Aspekte:

1. Interviewserie

Erfolgsdefinition

- Persönliche Erfahrungen in Bezug auf Erfolg und Misserfolg bei Revitalisierungsprojekten

erklärende Variablen

- Hintergründe zur allgemeinen Qualität der Zielsetzungen
- Persönliche Erfahrungen mit der Rolle der Öffentlichkeit
- Hintergründe zur allgemeinen Praxis der Datenerhebung und Durchführung von Voruntersuchungen
- Allgemeine Praxis im Umgang mit der Auswahl von Projektvarianten
- Persönliche Erfahrungen bei der Umsetzung der Projekte
- Hintergründe und Erfahrungen zum Thema Monitoring und Erfolgskontrolle

allgemeines

- Persönliches Geheimnis für erfolgreiche Projekte
- Was sollten andere Projekte von der persönlichen Erfahrung lernen
- Persönliche Motivation für die eigene Arbeit

2. Interviewserie*erklärende Variablen*

- Konkreter Umgang bei der Definition der Zielsetzung des Fallbeispiels
- Konkreter Umgang beim Einbezug der Bevölkerung und der Interessengruppen
- Konkreter Umgang bei der Durchführung der Voruntersuchungen
- Konkreter Umgang beim Festlegen und der Auswahl von Projektvarianten
- Konkreter Umgang bei der praktischen Umsetzung der Massnahmen
- Konkreter Umgang bei der Durchführung begleitender ökologischer Massnahmen

Erfolgsvariablen

- Konkrete ökologische Wirkung der Projekte
- Effektiver finanzieller und zeitlicher Aufwand
- Konkrete Akzeptanz der Massnahmen/Projekte

allgemeines

- Persönliche Motivation für die eigene Arbeit

4.2.2 Auswertung*Transkripte*

Qualitative Interviews zeichnen sich durch das Gewinnen interessanter Hintergrund- oder „Insiderinformationen“ aus. Um einerseits die Strukturen und Argumentationsketten der Texte genau analysieren zu können und andererseits vom persönlichen Erfahrungsschatz der befragten Expertinnen und Experten auch wörtlich zu profitieren, wurden alle Gespräche auf Band aufgezeichnet und anschliessend vollständig transkribiert. Dieser Schritt erfolgte jedoch nicht streng wortgetreu, wie dies beispielsweise bei narrativen Interviews oder konversationsanalytischen Auswertungen notwendig wäre (Bortz & Döring, 1995; Froschauer & Lueger, 2003). Aus Gründen der Verständlichkeit, der Gewährung der Anonymität und weil es im vorliegenden Fall in erster Linie um die Ermittlung inhaltlicher Strukturen ging, wurden alle Gespräche, die in Schweizerdeutscher Mundart geführt wurden, möglichst authentisch ins Hochdeutsche transkribiert. Ebenso wurde darauf verzichtet Füllwörter, Pausen oder ähnliche parasprachliche Gesprächselemente im Text zu erfassen. Dies erschien nach (Meuser & Nagel, 1991) im vorliegenden Kontext als legitim.

Textverwaltung und Codiersystem

Zur Auswertung und Analyse der Interviewtexte wurden diese nach dem Transkribieren in das Textauswertungsprogramm *ATLAS.ti* transferiert und dort systematisch codiert (Fig. 4-4). Im vorliegenden Fall erschien dies aus folgenden Gründen hilfreich und sinnvoll:

1. Sämtliche Interviewtexte sind so in einem einzigen File (a) als vollständige Texte und (b) als codierte Teilstücke zugänglich und können jederzeit parallel analysiert werden. Dies ermöglicht ein systematisches und schnelles Suchen in allen Transkripten.
2. Die Codierung der Texte erfolgt in *ATLAS.ti* auf sehr einfache Weise anhand einer graphische Oberfläche (Fig. 4-4). Dies ermöglichte eine umfassende Codierung aller Textstellen, ohne dabei bestimmte Abschnitte, die zunächst als „unwichtig“ erschienen, von der Codierung auszuschliessen. Im Nachhinein erwies sich dieser Aspekt oft als hilfreich, da manche Textstelle, die in frühen Inter-

views als zunächst unwichtig klassifiziert wurde, erst im Kontext der späteren Gespräche eine interessante Bedeutung erhielt. Diese Texte wären vermutlich bei einer einfachen Paraphrasierung mit herkömmlichen Textverarbeitungssystemen „unter den Tisch“ gefallen.

3. Die Codierung in *ATLAS.ti* erfolgt einerseits anhand einer zuvor entworfenen logischen Hierarchie, die sich z.B. auf vorgegebene Kategorien der erklärenden Variablen bezieht. Andererseits können Codes auch „in vivo“, d.h. mit Hilfe direkter Textaussagen generiert werden. Die Generierung dieser „offener Codes“ ist während der gesamten Auswertung möglich. Im Sinne der „grounded theory“ ist dies insbesondere dann hilfreich, wenn es darum geht, die Emergenz bestimmter logischer Zusammenhänge oder Kategorien direkt aus dem Text zu ermitteln ist.
4. Daneben ermöglicht das Programm eine systematische und kombinierte Suche nach bestimmten Codes, Interviewpartnern, Begriffen usw. Diese können parallel in allen Texten oder aber nur in einer spezifischen Auswahl gesucht werden (Fig. 4-5). Diese Suche kann ausserdem mit logischen Funktionen wie „und“ „oder“ bzw. „nicht“ verknüpft werden und liefert damit einerseits die entsprechende Häufigkeit der verwendeten Codes. Andererseits stellt sie die konkreten Textstellen der codierten Abschnitte als Fliesstext zur Verfügung.

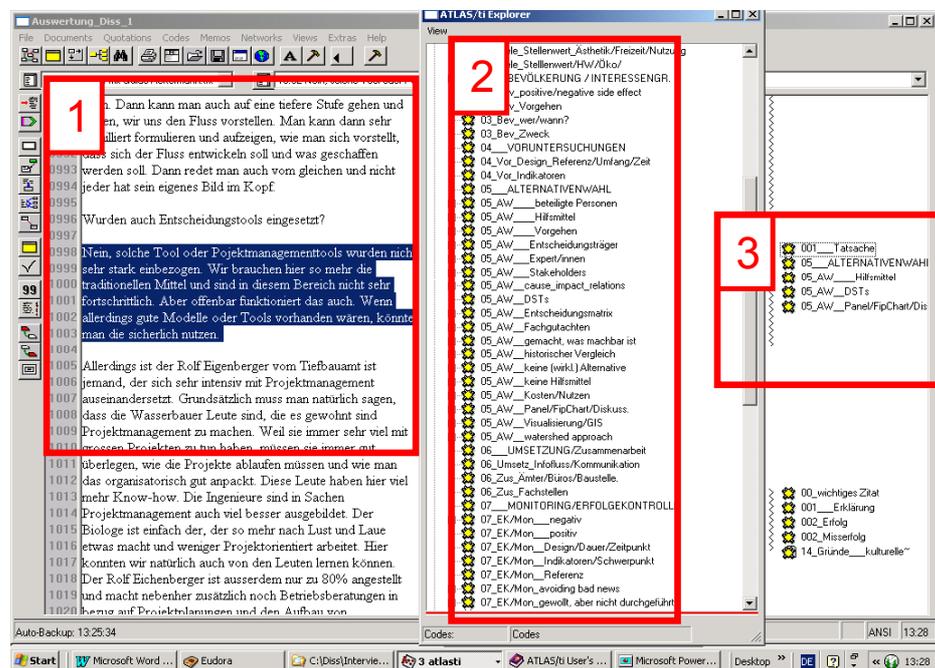


Fig. 4-4: Bildschirmansicht des Textauswertungsprogramms *ATLAS.ti*; Unter (1) ist das vollständige Interviewmaterial aller Gespräche als Fliesstext gespeichert, mit Hilfe des Tools (2) kann ein individuelles Codiersystem zur Feinanalyse der Quellentexte etabliert werden und (3) zeigt alle aktuell gebrauchten Codes, die eine definierte Textstelle (dunkel unterlegt) gegenzeichnen.

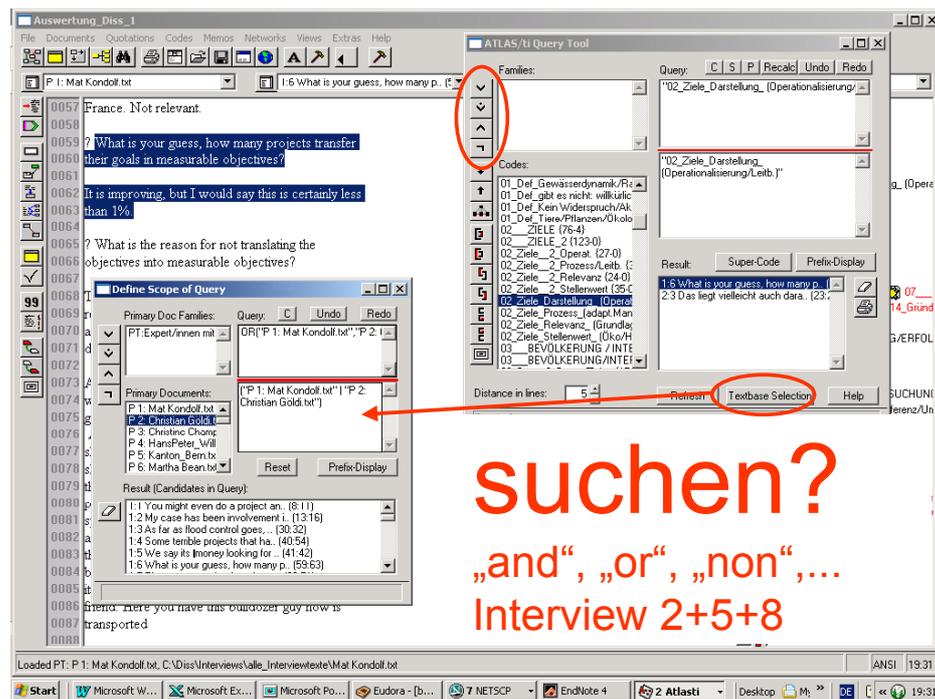


Fig. 4-5: Bildschirmansicht des Suchmodus im Textverarbeitungssystem ATLAS.ti.

Die Auswertung der Transkripte erfolgte im Wesentlichen entlang der *Richtlinien der Themenanalyse* nach (Froschauer & Lueger, 2003). Konkret bedeutet dies, dass die Transkripte im ersten Schritt einem „Textreduzierungsverfahren“ unterzogen wurden. Hierbei stand die Identifikation charakteristischer Textstellen zu einem bestimmten Thema im Vordergrund (Froschauer & Lueger, 2003). Die weitere Bearbeitung dieser Textblöcke orientierte sich an folgenden Fragen:

- Was ist das wichtige Thema und in welchen Textstellen kommt dies zum Ausdruck?
- Was sind zusammengefasst die wichtigsten Charakteristika eines Themas und in welchen Zusammenhängen taucht es auf?
- Mit welcher Bedeutung werden die Themen zur Sprache gebracht?
- Inwieweit tauchen innerhalb oder zwischen den Gesprächen Unterschiede in den Themen auf?
- Wie lassen sich die Charakteristika in den Kontext der Forschungsfrage integrieren?

Auf diese Weise erhielten spezifische Textstellen definierte Codes, wobei das grobe Kategoriensystem nach (Mayring, 2003) theoretisch mit Literaturdaten begründet wurde. Anschliessend kamen weitergehende und detaillierte Codes hinzu, die während des Auswertungsprozesses entsprechend der grounded theory in einem „offen Codierungsprozess“ ermittelt wurden. Dieser Auswertungsteil betraf insbesondere Textstellen, in denen es um Ursachen und Gründe einer erfolgreichen oder weniger erfolgreichen Umsetzung ging oder darum, bestimmte Ausprägungen oder spezielle Ereignisse innerhalb eines Projektes zu erklären (z.B. Gründe für positive Zustimmung in der Bevölkerung, mangelhafte

Voruntersuchungen, vernachlässigtes Monitoring, Ängste beim Einsatz bestimmter Entscheidungstools etc.).

Im Rahmen der ersten Interviewserie erfolgte die Theorienbildung zusätzlich anhand der Intensität oder Häufigkeit, mit der einzelne Aussagen in unterschiedlichen Interviews auftauchte und damit eine gewisse Evidenz für die theoretische Annahme anzeigten. Diese inhaltlichen Themenblöcke wurden anschliessend entsprechend ihrer Häufigkeit in ein allgemeines Evaluationsschema übersetzt, mit dem die Qualität der Fließgewässer Revitalisierungen beurteilt werden kann.

4.2.3 Darstellung der Ergebnisse

Die Interviewergebnisse wurden zunächst in Auswertungstexten zusammengefasst und mit repräsentativen Textstellen belegt. Um anschliessend Schlüsselkriterien, Substrukturen und vernetzenden Argumente der Texte ermitteln zu können, wurden einzelne Themengebiete in ihren internen Abhängigkeiten bildlich dargestellt. Hierzu diente ein spezifisches Graphiktool aus dem *ATLAS.ti* Softwarepaket, das eine Oberfläche bietet, um unterschiedliche Codestrukturen ähnlich wie auf einer Pinnwand virtuell zu verschieben und in Zusammenhang zu setzen. Dieser Prozess ist vergleichbar mit der inhaltlichen oder hierarchischen Strukturierung einer Diskussion im Anschluss an ein Brainstorming (Fig. 4-6). Auf diese Weise konnte das komplexe und umfassende Textmaterial übersichtlich gegliedert und mit repräsentativen Textstellen belegt werden, was die Bildung übergeordneter Kategorien und genereller Erklärungsstrukturen wesentlich unterstützte.

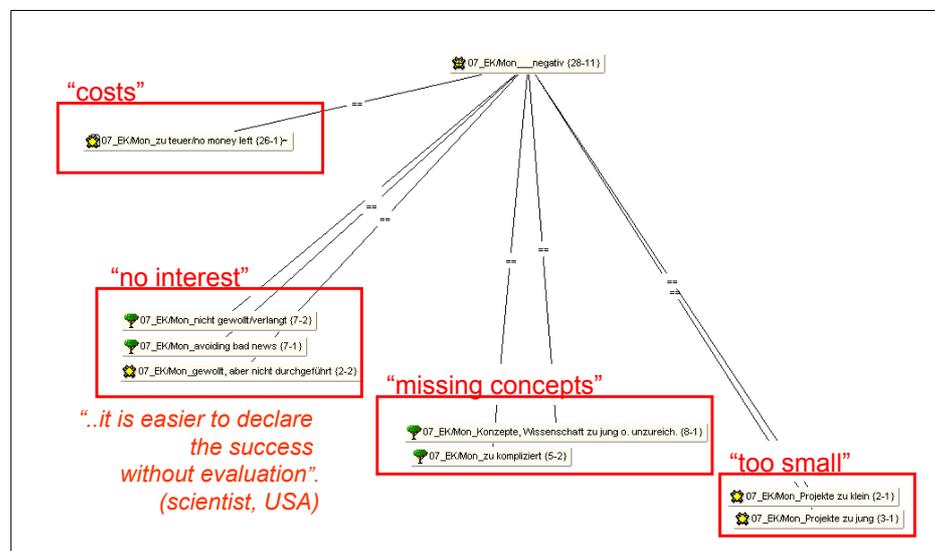


Fig. 4-6: Beispiel einer virtuellen Pinnwand aus dem Software Paket *ATLAS.ti*, das die Strukturierung der Codes sowie die Bildung übergeordneter Themenkategorien unterstützte.

Die Auswertung der zweiten Interviewserie erfolgte ausserdem entlang der Bewertungsfragen des zuvor entwickelten Evaluationsverfahrens durchgeführt. Dazu wurden die Fallbeispiele anhand des vorgeschlagenen Klassifizierungssystems in Form einer Punkteskala von minus acht bis plus acht Punkten bewertet. Die Ergebnisse eines jeden Themenblocks (Qualität der Zielsetzung, Qualität des Monitorings etc.) sind zur Auswertung tabellarisch zusammengefasst (vgl. Kap. 6, Tab. 6-1 bis 6-6) und detailliert beschrieben.

4.3 Kurzbeschreibung der Fallbeispiele

Die nachfolgenden Steckbriefe (in chronologischer Reihenfolge) geben bewusst nur einen Überblick über die Projekte und beschränken sich dabei auf wesentliche Kernbereiche der Revitalisierung. Das Ziel dieser Arbeit ist es, vergleichend von unterschiedlichen Projektabläufen zu lernen. Es wurden deshalb keine detaillierten Untersuchungen der sozialen und politischen Prozesse durchgeführt, die im individuellen Einzelfall zu einem bestimmten Ergebnis führten. Die wichtigsten Kenngrößen der Fallbeispiele sind in Tab. 4-2 zusammengefasst. Aus Gründen der zugesicherten Anonymität entspricht die chronologische Reihenfolge der Tab. 4-2 ausdrücklich *nicht* der Zahlenfolge (#1-#15), wie sie in den nachfolgenden Kapiteln zur Auswertung der Projekte benutzt wird. Die dortige Reihenfolge ist zufällig gewählt und korrespondiert weder mit dem Alter noch mit der Grösse oder der Nutzung der Gewässer. Alle Literaturangaben, die als Grundlage zur Erstellung der nachfolgenden Steckbriefe dienten, sind in Tab. 4-2 zusammengefasst. Sie werden im nachfolgenden Text daher nicht extra zitiert.

Tab. 4-2: Untersuchte Fallbeispiele in chronologischer Reihenfolge. **Nutzungsdruck:** 1=natürliche Umgebung, 10=völlig urbane Umgebung (geschätzte Skala); **Kosten:** A:<500'000 CHF; B: 500'000-1 Mio. CHF; C: 1Mio.-5Mio CHF; D: >5Mio. CHF; **Datengrundlage:** I = persönliche Interviews (incl. Transkript), B/P= Projektberichte / Pläne / Archive, A = Projektanträge, UVB = Umweltverträglichkeitsberichte, www = Internet.

	Umsetzung	Nutzungsdruck	Laufstrecke				Kosten	Datengrundlage			zusätzliche Infos
			< 1 km	1-5 km	> 5 km	Aue		I	B/P A UVB	www	
Enz in Pforzheim Baden- Württemberg / D	1990	10		●			C	●	●		(Kern et al., 1992; LfU, 1995)
Sulzbächle Bühl Baden-Württemberg / D	1989-93	7		●			B	●		●	(Kern et al., 1992; LfU, 1995)
Birs b. Münchenstein Kt. Basel Landschaft / CH	1991-95 1. Etappe	7	●				A	●	●		Zeitung, (BWG, 2003; Graute, 2002; Hostmann et al., 2002; Küry, 2001; Salathé, 2000)
Krähenbach Tuttligen Baden-Württemberg / D	1991-95	5		●			C	●	●		(Kern et al., 1992; LfU, 1995)
Thur / Uesslingen Kanton Thurgau / CH	1993-96 1.Etappe	5		●			D	●	●	●	(BWG, 2003; Hörger & Keiser, 2003; Hostmann et al., 2002; Jaag et al., 2003; Zaugg, 2003)
Altdorfer Giessen Kanton Uri / CH	1995/96	7	●				C	●	●		(BWG, 2003; Graute, 2002; Leuthold-Hasler & Noger, 1999; Schibli & Schaubhut, 2000; Widmer, 1999)
Wiese in Basel Kanton Basel Stadt / CH	1997/98	10	●				A	●	●		(BWG, 2003; Golder, 1991; Huggenberger, 2001)
Aare bei Rubigen Kanton Bern / CH	1997/98	4	●			●	A	●	●		(BWG, 2003; Graute, 2002; Hostmann et al., 2002; Thommen, 1999)
Inn bei Strada Kt. Graubünden / CH	1997-00	3		●		●	B	●	●	●	Zeitung, (BWG, 2003; Elber et al., 1993; Hostmann et al., 2002)
Thur / Niederneunforn Kanton Thurgau / CH	1998-03 2. Etappe	5		●		●	D	●	●	●	Zeitung (BWG, 2003; Hörger & Keiser, 2003; Hostmann et al., 2002; Jaag et al., 2003; Zaugg, 2003)
Obere Drau / Dellach, Kleblach, Spittal Ost Tirol, Kärnten / A	1999-03	4			●		D	●	●	●	Zeitung, (WWF, 2001; Schneider-Jacoby, 1996; Österreich Lexikon, 2003; EAWAG, 2003; Jungwirth et al., 2002; OEWA, 1998)
Lichtensteiner Binnenkanal Lichtenstein	2000	4	●				C	●	●	●	(Graute, 2002; Hostmann et al., 2002)
Dorfbach Altdorf Kanton Uri / CH	2000-02	8		●			C	●	●		Zeitung [Graute, 2002; BWG, 2003)
Elwha River Washington State / USA	in Umsetzung	1			●		D	●		●	(National Park Service, 2002; Olympic National Park, 2002; Reynol, 2002; Scharf, 2002; Trout Unlimited, 2004; Winter, 2002)
Napa River Kalifornien / USA	in Umsetzung	4			●	●	D	●	●	●	Zeitung, (Napa County & US Army Corps of Engineers, 2000; Napa Flood and Water Conservation District, 2003; Wheeler, 2002)

4.3.1 Enz in Pforzheim (Baden-Württemberg)

Die Enz, ein Gewässer das zur Neckar/Rhein Region zählt, entspringt im Schwarzwald auf über 800 m ü.N.N. als „große“ und „kleine Enz“ und vereinigt sich bei Calmbach zur eigentlichen Enz. Vom Ursprung bis zur Mündung in den Neckar bei Besigheim legt die Enz 110 km zurück und überwindet mehr als 600 Höhenmeter. In Pforzheim umfasst ihr Einzugsgebiet knapp 1500 km². Die Enz wurde in den Jahren 1902 bis 1907 im Bereich der Stadt Pforzheim massiv verbaut und kanalisiert. Seit dieser Zeit floss sie als Kanal in einem klassischen Doppeltreppprofil zwischen Hochwasserdämmen und einem hart, mit behauenen Buntsandsteinquadern befestigten Mittelwasserbett. Dieser Ausbau orientierte sich einzig an den technischen Erfordernissen des Hochwasserschutzes (Fig. 4-6,a).



Fig. 4-6: Enz bei Pforzheim ($MQ=16,7m^3s^{-1}$): (a) vor Umsetzung der Massnahmen, (b) während der Bauarbeiten 1990, danach 1994 (c) und heute (d). (Fotos: P. Geiz)

Auslöser für die Revitalisierung der Enz war die baden-württembergische Landesgartenschau im Jahr 1992. Im Rahmen dieser Gartenschau spielte die Wiederbelebung der Enz eine zentrale Rolle, so dass ein eigener Wettbewerb ausgeschrieben wurde, um erste Vorschläge für eine Revitalisierung innerhalb der Stadtgrenzen Pforzheims zu sammeln. Da der Einfluss auf die hydraulische Leistungsfähigkeit rechnerisch nicht erfasst werden konnte, wurde ausserdem ein umfangreicher hydraulischer Modellversuch durchgeführt. Ebenso lagen ökologische Gutachten (Makrozoobenthos, Fische und Wasserqualität) sowie vegetationskundliche Untersuchungen vor.

Massnahmen

Der revitalisierte Abschnitt der Enz beginnt mit einer birnenförmigen Aufweitung des Mittelwasserbettes. Im weiteren Verlauf pendelt die Enz in einem asymmetrischen Profil zwischen den Hochwasserdämmen hin und her, wobei einzelne Inseln den Stromstrich an verschiedenen Stellen unterteilen. Um die vorherrschende Eintönigkeit der Hochwasser-

dämme zu brechen, reicht die Bestockung in bestimmten Bereichen von der Dammkrone bis zum Mittelwasserbett. Dort, wo aus Gründen des Hochwasserschutzes bauliche Sicherungen nötig waren, wurden diese durch ingenieurbioologische Massnahmen realisiert (Faschinen, Röhrichtwalzen, Kokosmatten, Steckholzpflanzungen etc.). Alle Gehölze, die zur Bepflanzung verwendet wurden, stammten aus dem örtlichen Einzugsgebiet.

Umfang und Kosten Die Umsetzung der Massnahmen erfolgte im Jahr 1990. Insgesamt wurde die Enz im Gebiet der Stadt Pforzheim auf einer Strecke von rund 1800 m revitalisiert. Die Baukosten betragen 3,7 Mio. DM, dies entspricht einem Laufmeterpreis von 2500 DM. Darin sind die Kosten für die Bauarbeiten, Erdarbeiten, Ufersicherung und Bepflanzungen enthalten.

4.3.2 Kleines Sulzbächle bei Bühl (Baden-Württemberg)

Das kleine Sulzbächle bei Bühl ist ein Flachlandbach der Oberrheinzone, das ein 5,5 km² grosses Einzugsgebiet entwässert. Dieses Gebiet ist vorwiegend landwirtschaftlich genutzt und durch Siedlungen beeinflusst. Um 1960 wurde das kleine Sulzbächle vollständig begradigt und massiv ausgebaut. Der Ausbau sollte v.a. die Ableitung einer bestimmten Wassermenge gewährleisten. Dazu, sowie zur Sicherung der Gewässersohle und Böschung, erhielt das Gewässer im gesamten Projektperimeter Sohlshalen und Böschungsplatten aus Beton (Fig. 4-7,a). Bis zu seiner Revitalisierung fehlte die Ufervegetation am kleinen Sulzbächle vollständig.

Den Anlass für die naturnahe Umgestaltung des kleinen Sulzbächles bot die geplante Erweiterung eines Hochwasserrückhaltebeckens im Unterlauf des Gewässers. Entsprechend hydraulischer Berechnungen reichte das ursprüngliche Gewässerprofil nicht aus, um die ankommenden Wassermassen in den Staubereich des Beckens zu transportieren. Aufgrund des massiven, naturfernen Ausbaus des kleinen Sulzbächles wurde es als Pilotprojekt in ein landesweites Revitalisierungsprogramm mit dem Titel „naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern“ integriert. Dieses Programm wurde durch das baden-württembergische Umweltministerium im Jahr 1986 initiiert und sollte anhand von 15 ausgewählten „Pilot Revitalisierungen“ wichtige Grundlagen zur Erstellung eines Leitfadens sowie wichtige Praxiserfahrungen liefern.

Massnahmen Die Revitalisierung führte zur Schaffung eines breiten Hochwasserbettes, in dem das Mittelwasser pendeln kann. Im oberen Teil des Kleinen Sulzbächles wurde ein Gewässerstreifen von 50 m Breite geschaffen, in welchem sich das Gewässer seinen Mittel- und Niedrigwasserlauf selbst gestalten kann (Fig. 4-7, b). Eine Sicherung erfolgte lediglich in den Randbereichen durch mehrreihige Pflanzungen. Für den Unterlauf galt im Prinzip ein ähnlicher Ansatz. Allerdings umfasst der Gewässerstreifen hier nur rund 35 m. Beide Gestaltungsansätze entsprechen der Mäanderbreite des historischen Kartenbildes sowie den Vergleichsdaten, die aus einem naturnahen Referenzgewässer der Region gewonnen wurden. Allerdings erscheint die Linienführung aufgrund der „abgeknickten“ Mäander im Nachhinein etwas konturiert und die Gehölzpflanzung erwies sich nach Angaben der Fachstellen im ersten Abschnitt zu dicht.



Fig. 4-7: Sulzbächle bei Bühl ($Q_{\text{bordvoll}} = 7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$): (a) Ursprünglicher Sohlchalenausbau wie er noch oberhalb der revitalisierten Strecke besteht, (b) in der Bauphase, (c) Zustand 2002 knapp zehn Jahre später (Fotos: Scherele LfU, A. Schmunk).

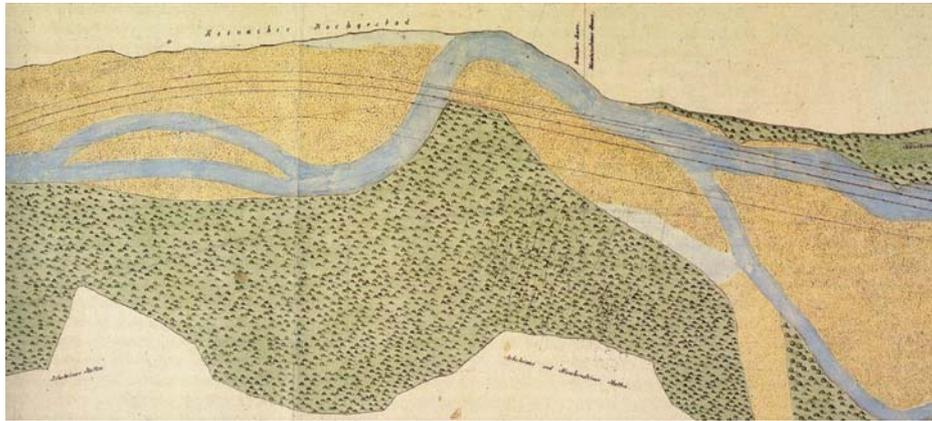
Umfang und Kosten

Die Umsetzung der Massnahmen erfolgte in drei Etappen zwischen 1989 und 1993. Auf einer Strecke von 4,9 km wurde die alten Beton-schalen durch einen neuen Gewässerlauf ersetzt. Die Kosten für die erste knapp 500m lange Teststrecke betragen 443'000 DM. Das entspricht einem Laufmeterpreis von 750 DM. Darin sind die Kosten für den Grunderwerb nicht enthalten.

4.3.3 Birs bei Münchenstein (Kanton Basel-Landschaft)

Die Birs entspringt im schweizerischen Jura auf rund 800 m ü.N.N. und mündet nach über 70 km in Birsfelden bei Basel in den Rhein. Auf ihrem Weg fliesst sie durch fünf Kantone und entwässert ein Einzugsgebiet von mehr als 900 km². Bis Anfang des 18. Jahrhunderts war die Birs ein ausgesprochen dynamisches Gewässer, das sich frei mäandrierend durch die glazialen Schotter der Ebene schlängelte und zu häufigen Überschwemmungen führte. Die ersten Verbauungen der Birs sind aus der zweiten Hälfte des 17. Jahrhunderts dokumentiert. Allerdings setzte die massive Verbauungswelle des Gewässers erst zu Beginn des 19. Jahrhunderts ein. Zu dieser Zeit hatten es die Anwohner satt, „sich beinahe regelmässig mit den Verwüstungen durch den sich wild gebärdenden Talfluss herumschlagen [zu müssen]“ (Salathé, 2000). Im Jahr 1807 entwarf der ehemalige Wasserbaumeister Johann Jakob Schärfer eine Flusskorrektur, die über weite Strecken den späteren, monotonen und extrem verkürzten Flusslauf dominierte (Fig. 4-8, a). Der Ausbau bei Münchenstein war durch einen kanalisiertem Flusslauf gekennzeichnet, der eine konstante Breite von 21 m aufwies und mit Granitblöcken gesichert wurde (Fig. 4-8, b). Die Birs wurde Ende der 1970er Jahre nach einem grossen Hochwasser zusätzlich massiv mit Granitblöcken verbaut und mit zum Teil zwei Meter hohen Mauern

befestigt. Ebenso waren die Hinterwässer zugeschüttet und die Sohle mit mehreren Schwellen befestigt worden. Der Auslöser zur Revitalisierung ging von den lokalen Sportfischern aus, die ein beschädigtes Uferstück der Birs bei Münchenstein in Eigeninitiative wieder in Ordnung bringen wollten. Aus Sicht der Fischer war diese monotone Gerinnestruktur Anfang der 1990er Jahre für den Rückgang der Fangzahlen verantwortlich.



(a)



(b)



(c)

Fig. 4-8: Birs bei Münchenstein ($MQ=15,2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$): (a) Ausschnitt des „Birsplans“ von J. J. Schäfer zur Korrektur der Birs aus dem Jahr 1817, (b) vor Durchführung der Revitalisierung im Jahr 1990 und (c) nach der Durchführung 1995 (Karte und Fotos: Salathé, 2000).

Massnahmen Aufgrund der negativen Fischartwicklung ergriffen die Fischer zusammen mit Ornithologen eine gemeinsame Revitalisierungsaktion. Das Gerinne wurde bei Münchenstein aufgeweitet und der Blockwurf entfernt (Fig. 4-8, c). Aus Hochwasserschutzgründen erhielt die aufgeweitete Strecke eine Sicherung durch Buhnen und wurde zudem mit ingenieurbioologischen Bauweisen (Faschinen, Weidenstecklinge, Kokosmatten etc.) befestigt. Die Steinblöcke der ursprünglichen Ufersicherung dienten dabei als Sicherung der Buhnen. Die restlichen Blöcken dienten zur Neugestaltung von Flussinseln.

Umfang und Kosten Die Umsetzung dieser Massnahmen erfolgte im Rahmen von fünf sogenannten „Uferschutztagen“, die zwischen 1991 und 1995 stattfanden. Obwohl das Projekt unter Aufsicht der Wasserbauabteilung des Kantons stand, erfolgte die Umsetzung praktisch ausschliesslich durch freiwillige Hilfskräfte. Auf diese Weise konnten 500 m des linken Ufers aus dem ursprünglichen Korsett befreit und naturnaher gestaltet werden. Da beide Uferseiten dem Kanton und der Gemeinde gehörten und die Arbeiten durch den Einsatz freiwilligen Helferinnen und Helfer er-

folgte, waren die Baukosten minimal und lagen deutlich unter 300'000 CHF (oder einem Laufmeterpreis von deutlich weniger als 600 CHF). Dieses ursprüngliche Projekt diente ausserdem als gutes Beispiel für ein 500 m langes Nachfolgeprojekt, das ab 1998 durch den Kanton Baselland betreut wurde (diese Etappe ist im Rahmen dieser Dissertation jedoch nicht berücksichtigt). Ausserdem findet seit 1998 ein jährliches Fischfest statt, das aus den ursprünglichen Aktionen entstanden ist. Der Gewinn aus Fisch, Bier und Wein fliesst dabei regelmässig in den Unterhalt der revitalisierten Birs.

4.3.4 Krähenbach bei Tuttlingen (Baden-Württemberg)

Der Krähenbach bei Tuttlingen, ein kleines Seitengewässer der oberen Donau, fliesst im Einzugsgebiet des Weiss- und Braunjuras, das eine Grösse von rund 24 km² umfasst. In seinem ursprünglichen Zustand pendelte das Gewässer auf einer Breite von rund 100 m frei über den Talgrund. Erste Laufkorrekturen erfolgten bereits im 19. Jahrhundert und sind im Kartenmaterial von 1850 verzeichnet. Vor seiner Revitalisierung war der Krähenbach vollständig begradigt und zum Teil mit steilen und harten Ufern verbaut (v.a. im Bereich der Ortschaften). Er zeigte praktisch keine Breitenvarianz, wobei die mittlere Wassertiefe damals rund 15 cm und seine mittlere Breite 3,5 m betrug. Ein Gehölzsaum fehlte fast vollständig und sowohl die Gewässersohle als auch die Ufer waren nahezu auf der gesamten Strecke mit Natursteinen gepflastert. Zudem war das Fliesskontinuum des Krähenbachs durch einen 200 m langen Stausee unterbrochen, der den Bergbachcharakter massiv beeinträchtigte.

Die Umgestaltung des Krähenbachs erfolgte ebenfalls im Rahmen des Projekts „naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern“, das das baden-württembergische Umweltministerium Ende der 1980er Jahre initiierte. Der Krähenbach wurde als eines der 15 Pilotprojekte ausgewählt, da er sich einerseits aufgrund seiner guten historischen Datengrundlage besonders eignete. Andererseits war das politische Umfeld günstig, da in der Region Tuttlingen/Talheim zu dieser Zeit eine Flurbereinigung durchgeführt wurde, die für Grunderwerb oder Landtausch sehr gute Randbedingungen bot. Bereits vor der Revitalisierung wurden umfassende Bestandsaufnahmen durchgeführt, die über den ökologischen Zustand des Krähenbachs Auskunft gaben. Diese umfassten Untersuchungen zur Vegetation und Aue, morphologische Kartierungen, Untersuchungen zur Wasserqualität und Fischfauna.

Massnahmen

Ein zentrales Ziel der Revitalisierung des Krähenbachs war die Wiederherstellung der Durchgängigkeit bis zur Donau sowie die Schaffung eines naturnahen Gewässers nach historischen Vorgaben. Daher wurde der vorhandene Stausee vom Krähenbach abgekoppelt und ein neues Umgehungsgerinne gebaut. Ebenso wurden alle vorhandenen Schwellen beseitigt. Die hart ausgebauten Gewässerabschnitte erhielten eine neue, schwach gekrümmte Linienführung. Unterhalb des Sees wurde der Bachlauf, wo möglich in das alte Bett von 1860/70 verlegt.

(a)



(a)



(b)

Fig. 4-9: Krähenbach bei Möhringen in der Nähe von Tuttlingen ($MQ = 0,26 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$): (a) vor Durchführung der Massnahmen 1988 und (b) vier Jahre nach der Implementierung 1995 (Fotos: Klink, LfU).

Umfang und Kosten

Die Umsetzung der Massnahmen erfolgte in drei Bauabschnitten zwischen 1991 und 1995. Insgesamt wurden 3,5 km des Krähenbachs revitalisiert. Vom ersten bis zum dritten Bauabschnitt bezahlte das Land Baden-Württemberg 1,7 Mio. DM und die Stadt Tuttlingen ca. 700.000 DM (Dietrich, pers. Mitteilung). Das entspricht einem Laufmeterpreis von weniger als 700 DM.

4.3.5 Thur bei Uesslingen (Bauprojekt 1993) und bei Niederneunforn (Bauprojekt 1997; beide Kanton Thurgau)

Die Thur entspringt auf einer Höhe von rund 1200 m ü.N.N. bei Wildhaus im oberen Toggenburg (SG). Auf 125 km fliesst sie durch fünf Kantone, bis sie am „Thurspitz“ bei Thurhau und Farhau (ZH) als zweitgrösster Schweizer Nebenfluss in den Rheins mündet. Mit einem fast 1700 km² grossen und hydrologisch wenig beeinflussten Einzugsgebiet konnte sich die Thur auch in ihrem Unterlauf einen ausgesprochen dynamischen Charakter erhalten. Dieser Charakter wird weder durch einen grossen See, noch durch lange Staustufen verändert, so dass die Wasserführung der Thur nach starken Regenfällen von einem Tag auf den anderen bis auf das Zehnfache ansteigen kann. In solchen Situationen fließen im Unterlauf der Thur bis zu 1200 m²s⁻¹, was in et-

wa der Mächtigkeit des Rheins bei Basel entspricht. Bis Ende des 19. Jahrhunderts bildete die Thur in ihrem Unter- und Mittellauf ein breites weit verzweigtes Gewässerbett, das viele alternierende Kiesbänke und Mäander beherbergte. Häufige und starke Hochwasser gestalteten den Flusslauf immer wieder neu und führten zu morphologischen Verlagerungen der Kiesbänke und Uferstrukturen.



Fig. 4-10: Thurkorrektur von 1882 unterhalb von Andelfingen, bei der Rutschhänge mit Bühnen gesichert werden (aus: Salathé, 1997).

Durch die heftigen und schnell ansteigenden Hochwasserwellen kam es oft zu schweren Überschwemmungen. Diese veranlassten die Kantone Zürich, Thurgau und St. Gallen zur Planung umfassender flussbaulicher Massnahmen und zwischen 1874 und 1893 begannen die umfassenden Arbeiten der ersten Thurkorrektur (Fig. 4-10). Es erfolgte ein praktisch lückenloser Ausbau vom Kanton St. Gallen bis zur Mündung in den Rhein. Dabei wurde das Gewässer vollständig begradigt, in ein Doppeltrapezprofil gelegt und die Ufer mit Bühnen und Blockwurf weitgehend hart verbaut. Zusätzliche Hochwasserschutzdämme führten zur Erstellung von Binnenkanälen und die breiten Vorländer zwischen Mittelwasser und den Dämmen dienten als Hochwasserrückhalteraum. Dies schuf gleichzeitig die Voraussetzung für eine intensive Nutzung und Besiedelung der ehemaligen Überflutungsflächen. Die Thur präsentiert sich seit dieser ersten Korrektur als gezähmter Wildbach, der nur noch eingebettet zwischen den Hochwasserdämmen fliesst (Fig. 4-11, b). In den 1970er Jahren des zwanzigsten Jahrhunderts hielten diese Dämme dem Hochwasser jedoch nicht mehr stand und das untere Thurtal erlebte schwere Überschwemmungen. Damals entbrannte eine heftige Diskussion über die Hochwassersicherheit dieser technisch kontrollierten und stark kanalisierten Fließgewässer.

Nach dem 1988 ein neues vorwiegend „technokratisches“ Bauprojekt für die betroffenen Thurabschnitte vorgestellt wurde, reichten u.a. die Umweltverbände Einsprachen ein und das Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG) sowie das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) lehnten das Projekt aufgrund der unzureichenden Berücksichtigung gewässerökologischer Belange ab. Dies war der Auslöser für die Entwicklung eines neuen Konzepts, das den Hochwasserschutz und mehr Gewässerökologie verbinden sollte. Diese wurde in zwei Bauprojekten, dem sogenannten 93er und dem 97er Projekt (Fig. 4-11), durchgeführt.



Fig. 4-11: Unterlauf der Thur ($MQ= 45m^3s^{-1}$): (a) Strecke bei der Uesslinger Brücke vor der zweiten Thurkorrektur und (b) nach der Umsetzung erster, noch verhaltener Gewässer aufweitungen im 93er Projekt, (c) und (d) umfassende Aufweitungen während der Bauarbeiten bei Niederneunforn in der 2. Etappe des 97er Projekts, (e) nach Fertigstellung der Massnahmen bei Niederneunforn, (f) Situation des wieder angebundnen Binnenkanals bei Niederneunforn. (Fotos: C. Bratrich und Hörger & Keiser, 2003, Luftbilder: C. Herrmann, BHAtteam, Frauenfeld.).

93er Projekt: Massnahmen

Im Bauprojekt 1993 wurden die Hochwasserschutzdämme, die Vorländer abgesenkt, lokale Aufweitungen durchgeführt und Sukzessionsflächen ausgeschieden (Fig. 4-11, c). Ausserdem konnten mehrere kleine Abschnitte als Flachufer gestaltet werden und Flutmulden dienen als amphibischer Lebensraum.

Umfang und Kosten

Die Umsetzung dieser ersten Massnahmen an der Thur erfolgte zwischen 1993 und 1996. Auf einer Strecke von 3,8 km sollte die Hochwassersicherheit verstärkt und die Thur an lokalen Stellen revitalisiert werden. Die gesamten Baukosten betragen 9.8 Mio. CHF, was einem Laufmeterpreis von knapp 2'600 CHF entspricht. In diesem kombinierten Projekt stand nicht die Revitalisierung sondern in erster Linie der Hochwasserschutz im Vordergrund. Die Kosten für die Bauarbeiten, Landerwerb, Erdarbeiten, Ufersicherung und Bepflanzungen sind deshalb im Laufmeterpreis enthalten. Allein für den Landerwerb wurden 2,4 Mio. CHF ausgegeben.

**97er Projekt:
Massnahmen**

Da Bauprojekt 1997 bestand aus zwei Etappen. In der ersten Etappe wurden Infrastrukturleitungen verlegt, Gehölze am Binnenkanal abgeholzt und der Binnenkanal selbst abgesenkt. Vier regelmässig angelegte und aus ökologischer Sicht eher weniger spektakuläre Aufweitungungen wurden mit Bühnen gesichert, was eine Konzession an den Hochwasserschutz und die Grundeigentümer darstellt. In langen Aushandlungsprozessen wurde dafür erreicht, dass die zweite Etappe bei Niederneunforn, die im Bereich eines Auenwalds von nationaler Bedeutung liegt, grossflächiger aufgeweitet und aufgewertet wird. Auch hier wurden Vorländer abgesenkt und das Mittelgerinne wechselseitig und bzw. im Bereich der Aue auf der rechten Seite grossflächig aufgeweitet (Fig. 4-11, d-f). Der Rückstau des Binnenkanals führt nun bei Hochwasser wieder zu Überschwemmungen der Aue (Fig. 4-11, g). Ausserdem konnten mehrere Flachufer, Sukzessionsflächen, Flutmulden und Giessen wiederbelebt werden.

Umfang und Kosten

Die Umsetzung des zweiten Bauprojekts erfolgte zwischen 1997 und 2003 (1. Etappe: 1997-2000, 2. Etappe: 2000-2003). Die gesamte Strecke beider Etappen umfasst rund 6,7 km wobei auch hier in erster Linie die Hochwassersicherheit verstärkt werden sollte. Im Vergleich zum Bauprojekt 93 fielen aber v.a. die Revitalisierungsmassnahmen der zweiten Bauetappe deutlich umfassender aus (Fig. 4-11, d-f). Die gesamten Baukosten betragen für dieses Bauprojekt 21,6 Mio. CHF, was einem Laufmeterpreis von über 3200 CHF entspricht. Auch hier handelt es sich um ein kombiniertes Hochwasserschutz und Revitalisierungsprojekt in dem alle Kosten für die Bauarbeiten, Landerwerb, Erdarbeiten, Ufersicherung und Bepflanzungen etc. enthalten sind.

4.3.6 Altdorfer Giessen (Kanton Uri)

Der Altdorfer Giessen, ein kleines Nebengewässer der Reuss, entspringt in der rund 300 ha grossen Reussebene im unteren Kanton Uri und mündet nach knapp 1,5 km bei Flüelen in den Urner See (einen Teil des Vierwaldstätter Sees). Zu Beginn des 20. Jahrhunderts floss der Altdorfer Giessen noch frei mäandrierend durch die sumpfige Riedlandschaft der Reussebene. Aus Gründen der landwirtschaftlichen Nutzung begann im Jahr 1919 eine umfassende Melioration des gesamten Reuss Deltas und seiner Schwemmebene. Das Ergebnis war ein 75 km langes Drainagenetz und die Begradigung mehrerer Bäche auf einer Strecke von insgesamt 6 km. So entstand aus dem Altdorfer Giessen ein monotoner und vollständig gestreckter Meliorationskanal, der v.a. die sumpfige Ebene entwässerte und Grundwasser in den Urner See abführte. Im Laufe des letzten Jahrhunderts nutzte die Gemeinde Altdorf den Giessen ausserdem mehr und mehr als Abwasserleiter. Als 1964 eine Kläranlage in Betrieb ging, diente das Gewässer als Vorfluter für die geklärten Abwässer. Allerdings flossen die Abwässer bei starken Niederschlägen oder Regenüberläufen nach wie vor ungeklärt in den Giessen. Diese Ereignisse sowie die noch immer relativ hohen Nährstofffrachten der geklärten Abwässer bewirkten eine zunehmende Verschlammung des Gewässers. Diese nahmen erst in den 1990er nach der Erneuerung der Kläranlage ab. Seit dieser Zeit führt eine unterirdische Röhre die Abwässer in den Urner See, so dass sich die Wasserqualität des Giessens deutlich erholen konnte.



Fig. 4-12: Aaldorfer Giessen ($MQ=1,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$): (a) Übersichtskarte, (b) nach Umsetzung der Massnahmen, fotografiert im Jahr 2003 (Fotos: C. Bratrach).

Auslöser der Projekts war das grösste bisher bekannte Hochwasser der Reuss, das der Kanton Uri je erlebte. Im Jahr 1987 standen weite Teile der gesamten Reussebene unter Wasser. Die Analyse der Schäden führte im Nachhinein zu einer „neuen Philosophie im Hochwasserschutz“. Besonders die Schadenssumme von über einer Milliarde Franken, die das 87er Hochwasser in der gesamten Schweiz an privaten und öffentlichen Sachwerten anrichtete, bewirkte ein grundsätzliches Umdenken. Mit den gewonnenen Erfahrungen wuchs auch die Erkenntnis, dass eine primär auf technischen Massnahmen beruhende Gefahrenabwehr nicht möglich ist. Diese sollte deshalb immer mehr und mehr mit den Mitteln eines „integrierten Hochwasserschutzes“ gewährleistet werden, d.h. in Einklang zwischen Gewässerschutz, Gewässernutzung, Raumplanung und landwirtschaftlicher Nutzung. Dieser Philosophie folgte auch das Projekt „Hochwasserschutz Reuss“, das nach 1987 einen starken Ausbau der Reuss vorsah. Inzwischen konnten solch starke Ausbaumassnahmen nicht mehr ohne ökologische Ersatzmassnahmen genehmigt werden. Eine dieser Massnahmen betraf die Revitalisierung des Aaldorfer Giessen. Der Giessen profitierte zudem von Ausgleichsmassnahmen, die in Zusammenhang mit dem Ausbau des Kraftwerks Amsteg standen. Dieser Ausbau veränderte das Abflussregime der Reuss durch ein starkes Schwall/Sunk Regime so sehr, dass die Laichhabitate der Seeforellen massiv beeinträchtigt wurden und die natürliche Reproduktion der Population in Gefahr stand. Da sich der Aaldorfer Giessen neben einigen anderen Gewässern besonders gut als potentielles Laichgewässer eignete, erfolgte die Revitalisierung auch unter diesem Aspekt.

- Massnahmen* 1995 wurde der Giessen aus seinem Kanalkorsett befreit und erhielt eine leicht geschwungene Linienführung mit offenen Prall- und Gleituffern. Die Sicherung des Böschungsfusses und der Ufer erfolgte nur punktuell mit Flechtzäunen, Faschinen und durch Steckholz- bzw. Buschlagenkulturen. Zur Verbesserung der Fischhabitate wurden mehrere sogenannte Hedingkehlbuhnen angebracht. Dies sind Holzstämme, die waagrecht unterhalb der Wasseroberfläche befestigt sind und unter denen sich einzelne senkrecht angebrachte Holzstämme befinden. Sie trennen kleine, abgeschnittene Buchten voneinander und dienen damit als künstliche Fischhabitate.
- Umfang und Kosten* Die Wiederbelebung des 1,4 km langen Altdorfer Giessens erfolgte in zwei Etappen. Die erste Etappe wurde im Winter 1995/96 durchgeführt und umfasst den oberen Teil, die zweite Etappe, die ein Jahr später realisiert wurde, umfasst den unteren Teil. Die Gesamtkosten des Projekts umfassen 1,9 Mio. CHF. Darin sind jeweils ca. 100'000 CHF für Landerwerb und Projektierung und Planung enthalten, was einem Laufmeterpreis von etwa 1'300 CHF entspricht. An der Finanzierung waren das Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG), ein Fonds für den Nationalstrassenbau, der Kanton Uri, die Kläranlage (ARA) Altdorf, der Fischereifonds Uri sowie das Departement für Verteidigung, Bevölkerungsschutz und Sport (VBS), die Schweizerischen Bundesbahnen (SBB) als Eignerin des Kraftwerks Amsteg, die Swisscom und die Post beteiligt.

4.3.7 Wiese in Basel (Kanton Basel Stadt)

Die Wiese entspringt am Feldberg (Schwarzwald) und überwindet auf knapp 55 km eine Höhendifferenz von mehr als 1000 m bis sie in Basel in den Rhein mündet. Als sehr dynamisches Fließgewässer entwässert sie ein mehr als 400 km² grosses Einzugsgebiet und ist seit vielen Jahrhunderten durch menschliche Tätigkeiten und Siedlungen beeinflusst. Urkundlich dokumentierte Uferverbauungen gehen bereits auf das Jahr 1562 zurück und erste wasserbauliche Skizzen stammen aus dem Jahr 1750. Im Jahr 1766 wurde das Gewässerbett grossflächig mit Hilfe von Pfahlreihen begradigt. 1824 erfolgte die Erhöhung der Vorländer und in den Jahren 1830-60 erhielt die Wiese durch massive Uferverbauungen ihren heutigen Lauf. Zudem führten weitere wasserbauliche Unterhaltmassnahmen zu einem hart verbauten Flusslauf im klassischen Doppeltrapezprofil (Fig. 4-13,a). Im verbauten Zustand ist die Sohle stark kolmatiert, so dass keine direkte Interaktion zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser stattfinden kann.

Das Gebiet des Revitalisierungsprojekts an der Wiese liegt inmitten einem sehr dicht besiedelten Stadtgebiet von Basel sowie in einem der wichtigen Trinkwasserschutzzonen des Kantons Basel Stadt. Die Revitalisierung war daher in erster Linie ein Projekt, das der Naherholung der Bevölkerung diene und bewusst nur einen Schritt in die Richtung zur Verbesserung der ökologischen Gewässersituation darstellen sollte. Die erste Phase des Wiese Projekts war daher auch als Pilotprojekt konzipiert und wurde aufgrund der sehr guten Resonanz in einem nachfolgenden Projekt weitergeführt.

Massnahmen Im Rahmen der engen Möglichkeiten, die aufgrund des stark besiedelten Stadtgebiets gesteckt waren, wurden v.a. die harten Uferverbauungen und Stahlschwellen (Eisenbahnschwellen) entfernt und durch zehn Blockrampen sowie lokale Aufweitungen ersetzt. Innerhalb der ehemaligen Dämme entstanden vier neue Kiesbänke und Flachufer, die mit 28 Buhnen und Blockwurf gesichert sind. Die Sohle ist aufgelockert und sollte einen besseren Austausch mit dem Grundwasser ermöglichen. So sollte v.a. die Strukturvielfalt, die Durchgängigkeit und die Sohlbeschaffenheit verbessert werden und eine grössere Lebensraumvielfalt entstehen.



(a)



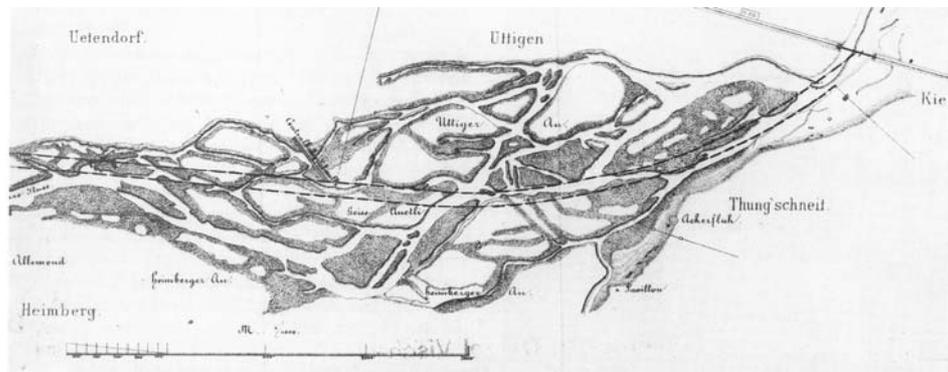
(b)

Fig. 4-13: Die Wiese im Stadtgebiet von Basel (MQ: $11,3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$): (a) im klassischen Doppeltrapezprofil und mit regelmässigen Sohlschwellen; (b) der revitalisierte Gewässerabschnitt, mit aufgelockerten Ufern und rauen Rampen (Fotos: C. Bratrich).

Umfang und Kosten Die Revitalisierung der Wiese erfolgte in zwei 300 m langen Abschnitten und wurde 1997 und 1998 jeweils in weniger als sechs Monaten durchgeführt. Pro Bauabschnitt belaufen sich die Kosten auf 200'000 CHF, das entspricht einen Laufmeterpreis von weniger als 700 CHF. Diese Gelder wurden ausschliesslich für Baumassnahmen ausgegeben. Wissenschaftliche Studien und begleitende Untersuchungen liefen als Unterhaltsmassnahmen über einen extra Kredit.

4.3.8 Aare Seitenarm im Flühli bei Rubigen (Kanton Bern)

Die Aare, die aus den Berner Gletschern des Grimselgebiets entspringt und nach knapp 300 km und bei Koblenz (CH) in den Rhein mündet, ist nach dem Rhein der zweitgrösste Fluss der Schweiz. Bei Rubigen, auf einer Strecke zwischen Thuner See und Bern, hat sie bereits über 200 km Fließstrecke zurückgelegt und entwässert ein Einzugsgebiet von mehr als 2'500 km². Wie an vielen grossen Flüssen der Schweiz fanden die ersten grossen Korrekturen der Aare bereits im 18. und 19. Jahrhundert statt (Fig. 4-14,a). Die Landflächen, die ehemals durch Seitenarme und Altwasser durchflossen wurden, verlandeten und dienten im Laufe der Zeit v.a. der landwirtschaftlichen Nutzung. Spätere Verbauungen mit massiven Betonleitwerken führten zu einer vollständigen Isolierung des ursprünglichen Umlands. Fischgeographisch zählt die Aare im Bereich von Rubigen zur Äschenregion und war ursprünglich durch weitverzweigte Auengebiete und kiesige Substrate gekennzeichnet. Auch heute zählt dieser Gewässerabschnitt zu einer wichtigen Auenlandschaft (Fig. 4-14, b). Mit knapp 420 ha ist der „Belper Giessen“ das zweitgrösste inventarisierte Auenobjekt der Schweiz. Allerdings fehlte zum dauerhaften Überleben der letzten Reste der Aue die notwendige Gewässer- und Überflutungsdynamik. Dabei ist nicht nur die Verbauung und Begradigung der Aare ein Problem, sondern auch der fehlende Geschiebetrieb. Die Aare gräbt sich deshalb immer tiefer ins Gewässerbett, was sowohl aus ökologischer Sicht (tiefe Grundwasserspiegel) als auch aus Gründen des Hochwasserschutzes (Ufererosion) negative Auswirkungen hat.



(a)



(b)



(c)

Fig. 4-14: Aare bei Rubigen ($MQ=119m^3 s^{-1}$). (a) Aarekorrektur: „Rectification und Eindämmung der Aare zwischen Thun und Uttigen“, nach Hess ca. 1875, (b) zerstörtes Betonleitwerk im Winter 1987/98 und (c) Hochwasserereignis im Bereich des neuen Seitenarmes. (Karte: Konold, 1994; Fotos: Tiefbauamt Bern).

Der Auslöser des Projekts war ein marodes Betonleitwerk, das in einem so schlechten Zustand war, dass es dem Hochwasserschutz nicht mehr gerecht wurde. Darauf hin entschied eine Kommission im Rahmen der Uferschutzplanung, dass dieses Leitwerk nicht im bisherigen Stil erneuert werden sollte. Der zukünftige Hochwasserschutz sei viel mehr über ökologische Massnahmen zu gewährleisten.

Massnahmen Aufgrund dieser Überlegungen wurde ein ehemaliger Seitenarm, der durch Betonleitwerke und massive Uferverbauungen vom Hauptgerinne getrennt war, wieder an die Aare angeschlossen (Fig. 4-14, c). Auf diese Weise konnte die Fliessgeschwindigkeit und damit auch die hydraulischen Kräfte an der Gewässersohle soweit reduziert werden, dass sie lokal einer weiteren Eintiefung entgegenwirkten. Um den Seitenarm erneut fluten zu können, wurden ein alter Schutzdamm aus Beton abgerissen und der dort angesiedelte Uferweg auf einer Strecke von rund einem Kilometer neu verlegt. Der ehemals verlandete Seitenarm wurde so weit ausgebaggert, dass er auch bei Niedrigwasser durchströmt wird. Mit Ausnahme einer Sicherung der neu entstandenen Insel (einer Konzession an die Grundeigentümer) verzichteten die Verantwortlichen auf weitere Baumassnahmen, so dass bereits das erste Frühlingshochwasser zu einer Modellierung der neuen Auenlandschaft mit angerissenen Ufern, unterspülten Bäumen, neuen Pools und Schotterbänken führte.

Umfang und Kosten Die Wiederbelebung des 800 m langen Altarms bei Rubigen erfolgte im Winter 1997/98 (Fig. 4-14, b). Die Kosten betragen 310'000 CHF, was einem Laufmeterpreis von weniger als 400 CHF entspricht. Die Finanzierung wurde vom Bund (BUWAL, Auenrenaturierung), vom kantonalen Naturschutzinspektorat sowie vom Tiefbauamt des Kantons übernommen.

4.3.9 Inn bei San Nicla-Strada (Kanton Graubünden)

Der Inn, der am Piz Lunghin (GB) auf fast 2500 m ü.N.N. entspringt und bei Finstermünz die Grenze zu Österreich erreicht, mündet nach 520 km bei Passau (D) in die Donau. Ende des 19. Jahrhunderts wurde der Inn erstmals zwischen Samedan und Zuoz korrigiert, führte aber immer wieder zu grossen Überschwemmungen im Oberengadin, u.a. in den Jahren 1566 und 1951. Die 1970 in Betrieb genommenen Engadiner Kraftwerke veränderten das hydrologische Regime des Inns zusätzlich durch ein ausgeprägtes Restwasserregime. Im weiteren Verlauf des Inns ist das Regime zusätzlich durch massiven Schwall / Sunk Betrieb gestört, was v.a. den österreichischen Teil des Inns betrifft. Mit der 1994 in Betrieb genommenen unteren Innstufe Pradella-Martina fand der Ausbau der Wasserkraftnutzung im Unterengadin vorläufig ein Ende.

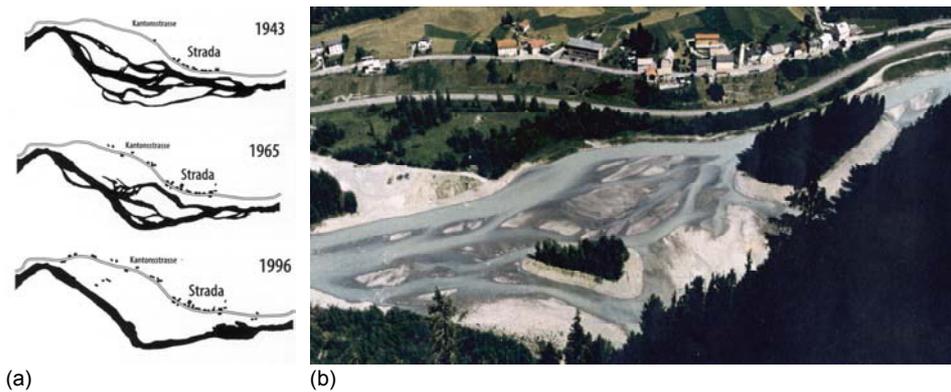


Fig. 4-15: Inn bei San Nicola-Strada ($MQ_{\text{heute; Restwasser}} = 18,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; $MQ_{1968} = 58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$): (a) Schematische Darstellung des sich eintiefenden Gewässers zwischen 1943-96; (b) Zustand ein Jahr nach der Revitalisierung im Jahr 2000 (Pläne und Fotos: Tiefbauamt Kanton Graubünden).

Die Auenlandschaft des Revitalisierungsprojekts bei San Nicola-Strada (Gemeinde Tschlin) liegt im Unterengadin auf knapp 1000 m ü.N.N. Hier umfasst das Einzugsgebiet des Inns etwa 1800 km². Die Aue selbst ist Teil des Bundesinventars der Landschaften und Naturdenkmäler (BLN) und damit ein Auengebiet von nationaler Bedeutung. Verschiedene Nutzungsansprüche, Uferverbauungen, fehlendes Geschiebe und v.a. die Kiesgewinnung schränkten jedoch die Eigendynamik der Aue seit den 1960er Jahren sehr stark ein. Der ursprünglich stark verzweigte Fluss tiefte sich im Laufe der Jahre immer mehr auf ein Einzelgerinne ein (Fig. 4-15,a). Ausserdem ist der Inn auf dieser Strecke seit dem Bau des Kraftwerks Pardella-Martina stark durch Restwasser beeinflusst. Im Vergleich zum Referenzzustand von vor 1968 fließen heute nur noch 31% des mittleren Abflusses durch die Aue. Rund zwei Drittel der ursprünglichen Wassermenge fehlen, was auch die Hochwasserdynamik der kleinen und mittleren Hochwässer betrifft. Auslöser des Projekts war der Bau einer Umgehungsstrasse bei Strada die etwas mehr als 3 ha der unter Schutz stehenden Auenfläche beanspruchte und 1996 für den Verkehr freigegeben wurde. Ein solcher Eingriff ist in der Schweiz nach dem Natur- und Heimatschutzgesetz nur möglich, wenn entsprechende Ausgleichsmassnahmen bewilligt werden. Damit der Kanton Graubünden die Strasse bauen konnte, hat er sich im Rahmen des Baubewilligungsverfahrens verpflichtet, für den Verlust der Auenfläche einen gleichwertigen Ersatz zu leisten und rund 30 ha der bis dahin stark geschädigten Fläche zu revitalisieren.

Massnahmen Dazu wurde das in der Aue liegende Kieswerk aufgehoben und das stark eingetiefte Flussbett durch die Abtragung des flussnahen Umlandes sowie durch eine aktive Auffüllung des Flussbettes mit 45'000 m³ Material auf bis zu 230 m aufgeweitet. Ebenso wurde die oberflächliche Kiesschicht den künftigen hydrologischen und flussmorphologischen Bedingungen angepasst. Konkret bedeutet das, dass die oberste und zum Teil stark verfestigte Materialschicht in denjenigen Bereichen verringert und gelockert wurde, in denen ein verzweigter Flusslauf entstehen sollte. Hierzu wurden 15'000 m³ Material ausgesiebt und später in den Fluss zurückgebracht. Mit Ausnahme der aktiven Sicherung der Umgehungsstrasse wurden keine weiteren aktiven Massnahmen getroffen, so dass die Eigendynamik der Aue eine zentrale Rolle bei der Revitalisierung spielen konnte. Bereits im Jahr 2000 hatte das erste grössere Hochwasser hierzu gute Arbeit geleistet, so dass das ur-

sprüngliche Bild der Aue (Fig. 4-15,b) durch erste Umlagerungsprozesse und das Ablagern von Todholz erstaunlich schnell wieder hergestellt werden konnte.

Umfang und Kosten Die Revitalisierung der 30 ha grossen Aue bei Strada erfolgte entlang von rund 1200 m Fließstrecke zwischen den Jahren 1997 und 2000. Die Kosten betragen 900'000 CHF ohne Abfindung des Kieswerks. Das entspricht einem Laufmeterpreis von 750 CHF, bzw. einem Quadratmeterpreis von 3 Franken. Unter Berücksichtigung der Abfindungskosten für das Kieswerk ergab sich eine Summe von 2 Mio. CHF. Diese Kosten wurden jedoch nicht von der Gemeinde sondern vollumfänglich im Rahmen des Strassenbauprojekts finanziert. Hier machten die 2 Mio. CHF im Verhältnis zum Gesamtbudget von rund 20 Mio. CHF einen eher kleinen Posten aus (P. Pitsch, persönl. Mitteilung).

4.3.10 Obere Drau bei Dellach, Kleblach-Lind und Spittal (Osttirol/Kärnten)

Die Drau, ein westlicher Nebenfluss der Donau, entspringt auf dem Toblacher Feld in Italien/Südtirol. Parallel zur Donau bildet die Drau eine der wichtigen West-Ost-Achsen Europas. Nach knapp 14 km fließt sie nach Österreich und durch die Bundesländer Osttirol und Kärnten. Vor Dravograd erreicht sie das Staatsgebiet Sloweniens und in Kroatien schlängelt sie sich schliesslich als Tieflandfluss durch die Niederung der Podravina. Dort bildet die Drau zwischen Donji Miholjac und Osijek einen 2-4 km breiten Auenwald, die sogenannten „Dravske sume“ (Drauwälder). Diese konnten sich trotz menschlicher Eingriffe eine weitgehend natürliche Charakteristik erhalten und zählen heute zu den zu den grössten Auwäldern Europas. Als Drava mündet die Drau schliesslich nach 750 km unterhalb der Stadt Osijek in die Donau. Ihr Einzugsgebiet von 11'800 km² ist nach dem von Donau und Inn das dritt grösste Einzugsgebiet Österreichs. Im Gegensatz zu ihrem naturnahen Unterlauf wurde der Oberlauf der Drau bereits seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts massiv verbaut, zum grössten Teil begradigt und von ihren Seitenarmen und Auenflächen abgeschnitten. Durch die Begradigungen, die Abtrennung der Seitenarme und die Einengung des Hauptgerinnes veränderte sich der Geschiebehalt und die Hochwasserdynamik sehr stark, was zu einer massiven Sohlerosion und zur Senkung des Grundwasserspiegels führte. Von Spittal in Kärnten bis Maribor in Slowenien ist das Fließkontinuum ausserdem durch 18 Stauufen unterbrochen. Auslöser des Revitalisierungsprojekts an der oberen Drau war die fortgeschrittene Sohlerosion, die neben ökologischen Schwierigkeiten auch zu grossen wasserbaulichen Problemen führte. Insbesondere war bei Hochwasserereignissen mit einer verringerten Retentionswirkung und einer erhöhten Verwerfungsgefahr des Flussbettes zu rechnen. Durch das Projekt sollte sowohl die ökologische Situation als auch der Hochwasserschutz verbessert werden.

Massnahmen Das Revitalisierungsprojekt an der Oberen Drau konzentrierte sich auf drei Kernzonen. Bei Kleblach-Lind, Dellach und im Spittaler Feld wurde der Fluss aufgeweitet und die Sohle stabilisiert. Zudem wurden neue Auenberiche geschaffen, verbaute Ufer zurückgebaut, Flutmulden angelegt und Nebengewässer mit dem Hauptfluss vernetzt. Diese Hauptaktivitäten wurden zudem durch eine Reihe flexibler und kleinerer

Massnahmen entlang der 60 km langen Projektstrecke unterstützt. Dies betrifft einzelne flussbauliche Arbeiten wie die Beseitigung von Wanderhindernisse, die Revitalisierung von fünf Zubringermündungen sowie einzelne Massnahmen an 25 Nebengewässern. Artenschutzmassnahmen umfassten zudem den Besatz von Dohlenkrebs, Steinbeiser, Bitterling, Tamariske und Zwergrohrkolben. Eine zentrale Rolle spielte der grossflächige Landerwerb, um die landwirtschaftliche Nutzung der gewässernahen Flächen zu extensivieren und im Hochwasserfall mehr Überflutungsraum bereitstellen zu können.



Fig. 4-16: LIFE-Projekt „Auenverbund Obere Drau“ ($MQ = 74,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$): (a) während der Bauarbeiten und (c) neu entstandene Flutmulde (Sommer 2003); Obere Drau bei Kleblach-Lind (b) Aufweitung und „neuer Altarm“ kurz nach Beendigung der Bauphase im Sommer 2003 (Fotos: C. Bratrich und Projekthomepage: <http://panda.wwf.at>).

Umfang und Kosten

Die Revitalisierungen an der Drau wurden durch das LIFE Programm der Europäischen Union (The Financial Instrument for the Environment) unterstützt. Dieses Programm, das seit 1992 die Förderung von Umwelt- und Naturschutzprojekten finanziert, zielt v.a. auf den Erhalt und die Wiederherstellung natürlicher Lebensräume und seltener Tier- und Pflanzenarten. Voraussetzung für eine finanzielle Unterstützung ist die EU-Einstufung des Projektgebietes als „Natura 2000“ Gebiet und damit als „besonders schützenswert“. Das LIFE Projekt „Auenverbund Obere Drau“ startete im Jahr 1999 und umfasst rund 550 ha. Die Massnahmen in Dellach wurden im Jahr 2002 fertiggestellt, Spittal und Kleblach/Lind folgten im Jahr 2003 und die Kleinmassnahmen wurden zwischen 2000 und 2003 durchgeführt. Die Gesamtkosten für das Projekt betragen rund 6,5 Mio. Euro. Darin sind die Kosten für Voruntersuchungen, Monitoring und die baulichen Massnahmen an den einzelnen Stellen enthalten. Da die 60 km lange Gesamtstrecke jedoch nicht vollständig, sondern nur an einzelnen Punkten revitalisiert wurde ist es

schwer, einen korrekten Laufmeterpreis zu bestimmen. Die Schätzwerte der Projektleitung betragen im Durchschnitt für eine Uferseite zwischen 300 bis 1500 Euro (rund 450 bis 2250 CHF, K. Michor, pers. Mitteilung).

4.3.11 Liechtensteiner Binnenkanal (Liechtenstein)

Auf dem Staatsgebiet Liechtensteins wurden zwischen 1931 und 1943 alle Unterläufe der 12 Nebenflüsse des Alpenrheins in einem einzigen Binnenkanal zusammengefasst. Seit dieser Zeit entwässert der Kanal ein Einzugsgebiet von 116 km² und führt das Wasser der Zuflüsse rund 27 km lang parallel zum Rhein (Fig. 4-17, a). Erst bei Ruggell mündet der Binnenkanal wieder in den Alpenrhein. Er ist damit die einzige verbleibende ökologische Verbindung zwischen dem Hauptgewässer System des Alpenrheins und den Liechtensteiner Seitengewässern.

Intensiver Kiesabbau im Rheinbett sowie der erhöhte Geschieberückhalt im Einzugsgebiet führten dazu, dass sich der Alpenrhein in den letzten Jahrzehnten massiv eintiefte. Dadurch erhöhten sich auch die Unterschiede der Wasserspiegellagen zwischen dem Rhein und seiner Seitengerinne immer mehr und mehr, so dass die Verbindungen zu den Seitengewässern stetig steiler und höher wurden. An der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals betrug der Höhenunterschied zwischen Kanal und Rhein zuletzt über vier Meter. Dieser massive Absturz verhinderte damit praktisch vollständig die Laichwanderung der Fische aus dem Alpenrhein in das einzige Verbindungsgewässer auf der Liechtensteiner Seite. Zudem führten die massiven baulichen Veränderungen des Alpenrheinsystems zu einem starken Rückgang der heimischen Fischarten. Im Liechtensteiner Binnenkanal lebten ursprünglich 25 Fischarten, von denen Anfang der 1980er Jahre gerade noch vier nachgewiesen werden konnten (Bachforelle, Regenbogenforelle, Elritze und Groppe). Insbesondere war der Bestand der Seeforelle aus dem Bodensee von der massiven Verbauung und dem unterbrochenen Kontinuum bedroht (Fig. 4-17, b).

Mit der Zeit wurden diese massiven fischökologischen Schwierigkeiten immer deutlicher erkannt, so dass im Jahr 1981 und im Rahmen des internationalen Programms zur Rettung der Seeforelle eine Fischtreppe (Fig. 4-17, c) im Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals gebaut wurde. Allerdings ermöglichte diese technische Einrichtung nur den Forellen und Äschen die Wanderung in ihre Laichhabitats. Alle anderen Fische schafften den vier Meter hohen Gefälleunterschied über die Fischtreppe nicht. Dies war der Auslöser für das weiterführende Revitalisierungsprojekt im Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals. Einerseits sollte eine ungehinderte Wandermöglichkeit für viele Fischarten geschaffen werden. Zum anderen sollte durch eine Neugestaltung der bisherige Lebensraum ökologisch deutlich aufgewertet und die Vernetzung zwischen aquatischem und terrestrischem erhöht werden.



Fig. 4-17: Liechtensteiner Binnenkanal ($MQ=4,92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$): (a) parallel zum Alpenrhein wird das Wasser aus 12 Zuflüssen abgeleitet, (b) Seeforelle, die im Binnenkanal wichtige Laichhabitate findet, (c) 1985 Mündung des Binnenkanals bei Ruggell mit Fischtreppe und einem 4 m hohen Absturz (d) Neugestaltung August 2000 (Fotos: Büro Hydra, E. Ritter, Tiefbauamt Vaduz).

Massnahmen Zwischen den Jahren 1999 und 2000 erfolgte daher eine völlige Neugestaltung des Mündungsbereichs. Zehn Sohlrampen ermöglichen heute, dass der grosse Höhenunterschied ohne Fischtreppe überwunden werden kann. Die Ausweitung einzelner Buchten, Gewässerschleifen und einzelner Inseln schuf weitere wertvolle aquatische Lebensräume und im oberen Bereich des Projekts wurde nur eine grobe Form des neuen Gewässers vorgegeben, so dass die Modellierung des neuen Abschnitts durch die Eigendynamik des Gewässers erfolgen kann. Die Gewässersohle und die Ufer wurden nur im Bereich der Sohlschwellen lokal gesichert, so dass inzwischen bereits Abbruchufer und Umlagerungen beobachtet werden können.

Umfang und Kosten Die Gesamtkosten für die 500 m lange Umgestaltung des Mündungsbereichs betragen 1.3 Mio. CHF (diese wurden zu 75% durch das Land Liechtenstein, zu 5% durch die Gemeinde Ruggell und zu 20% durch Anreihergemeinden getragen). Darin sind die Untersuchungen und Umbaumaassnahmen enthalten. Im Fall des Liechtensteiner Binnenkanals musste kein Land gekauft werden, da es in Gemeindebesitz war und diese auf die Nutzung verzichtete. Daraus ergibt sich ein Laufmeterpreis von 2600 CHF.

4.3.12 Dorfbach Altdorf (Kanton Uri)

Der Dorfbach der Gemeinde Altdorf ist im Grunde ein künstlich angelegtes Gerinne und kein natürliches Fließgewässer. Dennoch zeigt es einige Charakteristika eines natürlichen Gewässers, da ein Teil des „Schächen“ Wassers bei der Gemeinde Bürgeln (Kt. Uri) bereits seit dem 16. Jahrhundert abgeleitet wird, um den künstlich angelegten Dorfbach zu bestücken und die lokalen Mühlen der Gemeinde Altdorf mit Wasser zu versorgen. Von der Ausleitungsstelle in Bürgeln fließt der Dorfbach zunächst rund 2 km grösstenteils verrohrt durch das Dorfzentrum in Altdorf. Danach führt sein Weg ebenfalls knapp 2 km lang durch den Talboden des Reussmündungsgebiets, bis er schliesslich in Flüelen (Kt. Uri) in den „Urner See“ des Vierwaldstätter Sees mündet. Bis heute wird der Dorfbach durch ein Ausleitungswerk konstant mit rund 800 l s^{-1} dotiert. An allen nicht verrohrten Strecken war der Dorfbach Altdorf in seinem ursprünglichen Zustand ein extrem stark korrigiertes Gewässer. Die Linienführung war stark gestreckt bis nur schwach geschwungen und auf seiner gesamten Länge eng kanalisiert (Fig. 4-18, a). Über weite Strecken verlief das Gewässer in durch gehölzfreie und landwirtschaftlich stark genutzte Wiesen. Die Ufer waren über weite Strecken massiv mit harten Mauern gesichert, deren grösster ökologischer „Wert“ einige Spalten waren, teilweise als „Trockenmauerstandorte“ dienten. Insgesamt zeigte der Altdorfer Dorfbach damit eine ausgesprochen geringe ökologische Vielfalt.

Der Auslöser für die Revitalisierung des Altdorfer Dorfbachs waren einerseits Ausgleichsmassnahmen für das Strassenbauprojekt „N4-Umfahrung Flüelen“. Da die aktuelle Abflusskapazität des Gerinnes im Rahmen der Hochwassersicherheit ausserdem viel zu klein war, bestand andererseits zusätzlicher Bedarf das Gerinne auf eine sichere Abflusskapazität auszubauen. Diese beiden Gründe führten zur Revitalisierung des Dorfbaches von Altdorf bis zum Urner See. Neben der Gewährung der Hochwassersicherheit stand deshalb die ökologische Aufwertung des Dorfbaches im Zentrum der Diskussion. Der revitalisierte Abschnitt des Gewässers sollte v.a. zur Schaffung neuer Laichgewässer für die Bach- und Seeforelle dienen und als Habitat für Bachneunaugen. Entsprechend der zwei Hauptauslöser wurde das Projekt in zwei Abschnitte unterteilt. Der nördliche Bereich diente als Kompensationsmassnahme für die Waldrodung im Rahmen des N4 Ausbaus. Der südliche Teil wurde als eigenes Wasserbauprojekt im Rahmen des Hochwasserschutzes durchgeführt.



(a)



(b)

Fig. 4-18: Dorfbach Altdorf ($MQ_{\text{Dot. oben}}=0,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $MQ_{\text{unten}}=0,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$): (a) vor der Revitalisierung im Jahr 1997; (b) nach der Revitalisierung im Sommer 2002 (Fotos: Amt für Tiefbau/Wasserbau des Kt. Uri; S. Graute).

Massnahmen In beiden Abschnitten des Projektes wurde das Gerinne aktiv aufgeweitet, so dass die Abflusskapazität auch im Hochwasserfall ausreichend ist. Zudem wurde eine neue Kiessohle eingebracht, die Qualität der Laichhabitate zu erhöhen. Daneben wurde die Linienführung vielfältiger gestaltet und lockerere Uferstrukturen sowie verschiedene Vegetationselemente sollten für vielfältigere Habitatstrukturen sorgen. Ufermauern aus Beton wurden durch Steine und lockeren Blockwurf ersetzt. Zudem sollte die Dotierwassermenge, die vom Schächen in den Dorfbach geleitet wird, vollständig im Gerinne bleiben und nicht wie früher geschehen, weiter unten in ein anderes Gewässer ausgleitet werden.

Umfang und Kosten Der nördliche Teil des Projekts umfasst 880 m, der südliche eine Strecke von 930 m. Auf Wunsch der verantwortlichen Fachbehörde wird an dieser Stelle auf konkrete Kostenangaben verzichtet.

4.3.13 Elwha River (Washington, USA)

Der Elwha River ist einer der Hauptflüsse der „Olympic Paninsula“ im äussersten Nordwesten der USA. Er entspringt im zentralen Berggebiet des „Olympic National Parks“ und mündet nach über 120 km bei Port Angeles in die Strasse von „Juan de Fuca“ in den Pazifik (Fig. 4-19). Sein Einzugsgebiet (720 km²) umfasst rund ein Fünftel der gesamten Fläche des Nationalparks. Innerhalb der Grenzen des Nationalparks ist das Gewässer in einem vollständig natürlichem Zustand erhalten. Der einzig ernsthafte ökologische Eingriff in das gesamte Gewässerökosystem erfolgt durch zwei Staudämme, die bereits im Jahr 1911 (Elwha Damm), bzw. im Jahr 1925 (Glines Canyon Damm) zur Stromversorgung einer Papiermühle in Port Angeles gebaut wurden. Da der untere Elwha Damm nur rund 8 km von der Mündung in den Pazifik entfernt ist gingen durch seinen Bau über 95% des ursprünglichen Einzugsgebiets als Laichgebiet verloren (Fig. 4-19; Fig. 4-20, b und c).

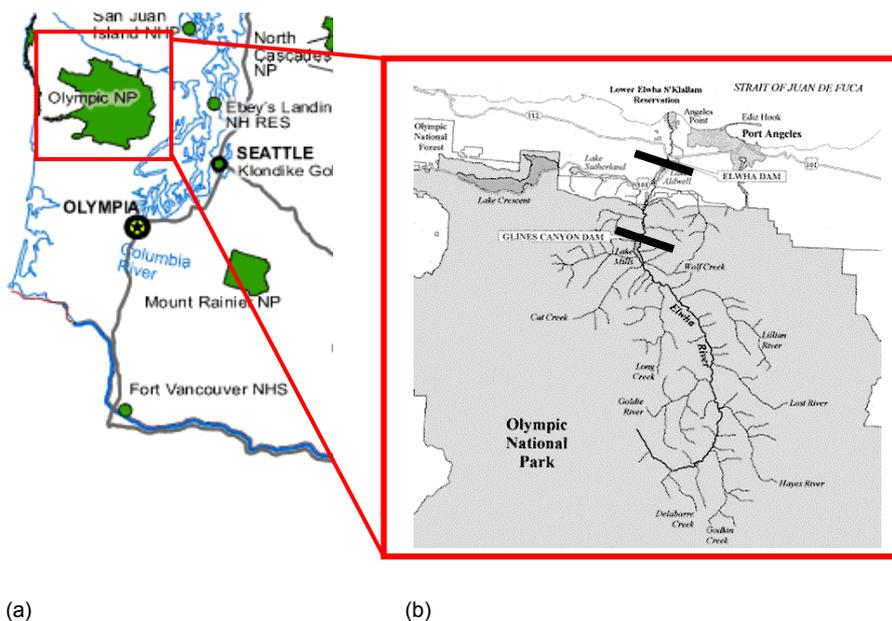


Fig. 4-19: (a) Überblickskarte Bundesstaat Washington, (b) Einzugsgebiet des Elwha Rivers im Olympic National Park mit den beiden Dämmen: „Elwha Dam“ 8 km vor der Mündung und „Glines Canyon Dam“ (dicke Balken in b). Quelle: <http://www.nps.gov/olym/elwha/home.htm>, The Elwha Project homepage).

Vor dem Bau der Staudämme zählte der Elwha River und seine Seitengewässer zu einem der wichtigsten Lachsgewässer des pazifischen Nordwesten der USA. Im gesamten Flussgebiet lebten zehn verschiedene Salmonidenarten mit über 390'000 adulte Individuen. Nach dem Bau der Dämme ging diese Zahl auf 48'000 Individuen zurück. Da das gesamte Einzugsgebiet des Elwha Rivers oberhalb der Staudämme in einem gänzlich ursprünglichen Zustand ist, würde ihr Rückbau zu einer vollständigen Wiederherstellung der ökologischen Integrität des Gewässers führen¹.



(a)



(b)



(c)

Fig. 4-20: Elwha River im Bundesstaat Washington (USA): (a) Elwha Damm bei Hochwasser, (b, c) vollständig natürlicher Flusslauf im Oberlauf (Fotos: The Elwha Project homepage: <http://www.nps.gov/olym/elwha/home.htm> und B. Winter).

Massnahmen

Seit dem ersten Lizenzierungsverfahren im Jahr 1968 kämpfen Umweltverbände um den Abbruch beider Staumauern. Bis im Jahr 1996 erarbeitete der National Park Service alle Umweltgutachten sowie verschiedene Renaturierungsvarianten. Die bevorzugte Version schliesst den vollständigen Abriss beider Staudämme sowie Bepflanzungen im ehemaligen Staubereich, Programme zur Wiederansiedlung der Lachse sowie ein kontrolliertes Management der Staunraumsedimente ein. An-

¹ Das Projekt wurde u.a. auch aus diesem Grund als Fallbeispiel gewählt, weil es das einzige Projekt ist, das im Sinne der Definition in Kap. 1.3 (Fig. 1-5) einer echten Renaturierung entspricht.

fang 2004 wurde die letzte Planung zur technischen Umsetzung des Dammbabbruchs abgeschlossen. Bis 2006 sollen alle Voruntersuchungen vorliegen, so dass 2007 mit dem definitiven Abriss und dem kontrollierten Geschiebemanagement begonnen werden kann.

Umfang und Kosten

Das Elwha River Recovery Projekt umfasst den vollständigen Erwerb der beiden Staudämme, Entschädigungszahlungen für die Betreiber, Schutzmassnahmen zum Erhalt der Wasserqualität sowie Hochwasserschutzmassnahmen ein. Die im Jahr 2000 geschätzten Kosten belaufen sich auf insgesamt 135 Mio. Dollar. Um diese Summen aufzubringen wurde ein eigener Gesetzesantrag in den amerikanischen Senat eingebracht. Dieser unterstützte das Projekt, in dem es im Jahr 1992 die „Elwha River Ecosystem and Fisheries Restoration Act“² erlassen hat.

4.3.14 Napa River (Kalifornien, USA)

Der Napa River ist einer der wichtigsten Fließgewässer Kaliforniens. Er entspringt in den Bergen nördlich von Calistoga und mündet nach 90km in die „San Pablo Bay“ der „Bay area“ um San Francisco (Fig. 4-21, a-b). Er entwässert ein Einzugsgebiet von rund 1100 km².



Fig. 4-21: Überblickskarten: (a) Bundesstaats Kalifornien und (b) Napa County mit dem Einzugsgebiet des Napa Rivers (linkes Flusssystem); Dreieck: Calistoga im Oberlauf, Viereck: Napa Stadt, bis hier ist der Napa River schiffbar (Karten: Napa County Resource Conservation District).

² "October 24, 1992: President Bush signs the Elwha River Ecosystem and Fisheries Restoration Act as Public Law 102-495." (<http://www.nps.gov/olym/elwha/history.htm>).

Im Oberlauf entspricht der Napa River einem montanen Fließgewässer, wohingegen der Unterlauf den typischen Charakter eines Tieflandgewässers annimmt. Hier schlängelt sich der Fluss in grossen Mäandern durch das Napa Tal (Fig. 4-22, a) und ist kurz vor seiner Mündung in die San Pablo Bay, durch eine ökologisch besonders wertvolle und gezeitenbeeinflusste Marschlandschaft geprägt (Fig. 4-22, b). Aufgrund des grossen Einzugsgebiets, in dem es v.a. während der Wintermonate zu starken Stürmen kommen kann, erlebten die Anwohner des Napa Tals innerhalb der letzten 120 Jahre 27 Hochwasserfluten mit zum Teil verheerenden Ausmassen. Insbesondere das Hochwasser aus dem Jahr 1986 verursachte im Unterlauf schwere Personen- und Sachschäden und zeigte dadurch die grossen Defizite des bisherigen Hochwasserschutzes. In der Folge reichte der „Corps of Engineers“ drei technische Ausbauprojekte ein, um den Hochwasserschutz der Region zu verbessern. Diese drei Projekte wurden jedoch allesamt abgelehnt, weil sie (a) ökologisch bedenklich, (b) wirtschaftlich zu riskant sowie (c) unter Ausschluss der wichtigsten Interessengruppen geplant waren.



Fig. 4-22: (a) Napa River bei Napa Stadt mit aufgewerteter Strecke am rechten Ufer, (b) gezeitenbeeinflusste Marschlandschaft im Unterlauf, (c, d): Bauarbeiten bei der Aufweitung des Gewässers um den Hochwasserschutz bis zu $HQ_{100} = 40'000 \text{ Cubic Ft. s}^{-1}$, bzw. rund $11'000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ zu sichern (Fotos: Napa River Flood Protection Project).

Der Auslöser für das aktuelle „Napa River Flood Protection Project“ geht auf den massiven Widerstand der lokalen Interessensgruppen gegen die ursprünglich geplanten Bauprojekte zurück. Diese Gruppen wehrten sich massiv und erfolgreich gegen die vorgeschlagenen technokratischen Varianten. Unter grossem Protest forderten sie v.a. eine ökologisch verträglichere Lösung. Dazu organisierten sich die wichtigsten lokalen Interessenvertreter unter beachtlichem Aufwand organisierten zu drei Interessengemeinschaften, die sich zu einer sogenannten „Community Coalition“ zusammenschlossen. Wobei die

„Friends of the Napa River“³, der „Napa Valley Economic Development Corp“⁴ sowie die „Napa Chamber“⁵ Gruppe jeweils für sieben weitere Interessengruppen verantwortlich waren. Unter Beteiligung dieser grossen Öffentlichkeit konnte im Jahr 1997 die „Living River Strategy“ für den Napa River festgeschrieben werden. Diesem Ergebnis ging ein einjähriger und intensiver öffentlicher Partizipationsprozess voraus, an dem zum Teil bis zu 300 Personen beteiligt waren. Das Ergebnis war ein anschliessend ein Management Plan, der sich auf die gesamte Fläche von Napa County bezieht und sowohl den Hochwasserschutz (bis HQ₁₀₀), als auch umfassende Revitalisierungsmassnahmen am Flusslauf und in den Feuchtgebieten einschliesst.

Massnahmen Im Managementplan selbst wurden sehr unterschiedliche Hochwasserschutz- und Revitalisierungsmassnahmen festgehalten. Diese beinhalten z.B. den Rück- oder Umbau von Dämmen, Gerinneaufweitungen (um einseitige Überflutungsräume anzuschliessen und eine höhere Abflusskapazität zu gewährleisten), ingenieurblogische Ufersicherungen, die Anbindung trockener Seitengerinne, die Anbindung und teilweise Revitalisierung der Auen und Marschgebiete sowie ebenfalls den Abriss stark gefährdeter Gebäude, die Einrichtung von Pumpstationen und die Neugestaltung von Brücken und anderer Infrastruktur. Alles in allem sollen die Massnahmen bis im Jahr 2007 abgeschlossen werden.

Umfang und Kosten Die Massnahmen, die im Rahmen des Napa River Flood Protection Projects durchgeführt werden, umfassen das Fluss- und Siedlungsgebiet entlang von mehr als 11 km in der Region um Napa Stadt. Für alle Hochwasser- und Revitalisierungsmassnahmen ist ein Gesamtbudget von 250 Mio. Dollar vorgesehen.

³ Flood Plain Business Coalition, State Fish and Game, United Napa Valley Associates, Agricultural commission, Homeowner Organization, Napa County Landmarks, Napa County Farm Bureau.

⁴ Napa Valley Grape Grower Association, Napa County conservation District, Napa Valley Fisherman's Association, American Center for Wine, Food and Arts, Upvalley Chambers of Commerce, Napa County Conference & Visitors Bureau, Naturals Resources Service.

⁵ Sierra Club, Napa County Land Trust, Building Trades Council, Napa Valley Expo, Napa Downtown Merchants, Napa Valley Vintners Assoc.

Empirischer Teil: Interviewserie 1

5 Das ideale Projekt“ - Anforderungen an erfolgreiche Revitalisierungsprojekte

Die nachfolgenden empirischen Teile der Arbeit beschäftigen sich mit der Entwicklung und Überprüfung eines einheitlichen Evaluationsverfahrens für Fließgewässer Revitalisierungen. Dieses Verfahren ermöglicht sowohl eine Beurteilung der Projektabläufe als auch eine Abschätzung des Projekterfolgs. Da in der Fließgewässer Forschung bislang noch kein einheitliches und vergleichbares Verfahren vorliegt, mussten zunächst allgemein gültige Kennzeichen und Merkmale ermittelt werden, die für eine „gute“, „mässige“ oder „schlechte“ Projektplanung, Umsetzung oder Projektsteuerung sprechen. Das Kapitel 5 stellt die empirischen Grundlagen und Erhebungen vor, mit denen diese Anforderung erfüllt werden konnte. Es konzentriert sich dabei auf die Entwicklung der Bewertungskriterien und ihrer Ausprägungen. Diese Ergebnisse sind am Ende des Kapitels als Fragenkatalog zusammengefasst und in ein einheitliches Bewertungssystem übersetzt worden (Kap. 5.8). Kapitel 5 repräsentiert somit einen der zentralen innovativen Aspekte der Dissertation.

5.1 Datengrundlage

*Standardisierte
qualitative
Experteninterviews*

Die Entwicklung des Kriterienkatalogs zur Evaluation der Revitalisierungsprojekte basiert auf der Auswertung einer Serie von 16 standardisierten, qualitativen Experteninterviews, wie sie im Methodenteil (Kap. 4) detailliert beschrieben sind. Diese erste Interviewserie mit sog. „alten Hasen“ des Revitalisierungsbusiness wurde im Zeitraum zwischen Mai 2002 und März 2003 in der Schweiz, Deutschland, Österreich und den USA durchgeführt. Die Zusammenstellung der Länder sowie die Auswahl der Interviewpartnerinnen und -partner ist in Tab. 4-1 dargestellt. Die Selektion relevanter Gesprächspartnerinnen und -partner erfolgte nach folgenden Kriterien:

- Sie mussten (a) über einen persönlichen und langjährigen Erfahrungsschatz (> 5 Jahre) im Bereich des Fließgewässer Managements verfügen.
- Sie sollten (b) möglichst unterschiedliche Fachbereiche abdecken bzw. verschiedene Aspekte der Wissenschaft, Planung oder Umsetzung repräsentieren.
- Sie sollten (c) in ihrem Fachbereich und in Bezug auf Fließgewässer Revitalisierungen eine Schlüsselrolle spielen.

Wie der Methodenteil (Kap. 4) ausführt, wurden alle Interviews anhand eines standardisierten Gesprächsleitfadens durchgeführt (vgl. Anhang), auf Band aufgezeichnet, vollständig transkribiert, einheitlich codiert und mit Hilfe eines Softwarepakets (*ATLAS.ti*) systematisch ausgewertet.

Auswertung der Interviews

Die Ermittlung der *Schlüsselkriterien*, die für den Managementenerfolg zukünftiger Projekte wichtig sein könnten, erfolgte aufgrund der *Häufigkeit* themenbezogener Codes, die den Transkripten bei der Auswertung der Interviews zugeordnet wurden. Anhand der *persönlichen Einschätzung* der Expertinnen und Experten sowie aufgrund ihrer *persönlichen Argumentationslogik* wurden anschliessend Attribute und Eigenschaften ermittelt, die Auskunft darüber geben, *wie* die Schlüsselkriterien ausgeprägt sein sollten, um den Erfolg der Projekte zu verbessern. Diese Erkenntnisse sind in den Kap. 5.2 bis 5.7 anhand repräsentativer Zitate unterlegt. Jedes dieser Kapitel geht dabei individuell auf die sechs erklärenden Variablen „Qualität der Ziele“, „Einbezug der Öffentlichkeit“, „Voruntersuchungen“, „Alternativenwahl“, „Qualität der Umsetzung“ und „Qualität der begleitenden Untersuchungen“ ein (vgl. Kap. 3; Fig. 3-2 und Fig. 3-3). Anhand dieser empirischen Analyse wurde das Bewertungsraster für Kap. 5.8 entwickelt. Dieses ermöglichte anschliessend eine einheitliche Untersuchung konkreter Fallbeispiele.

5.2 Ergebnisse zur Qualität der Zielsetzung

5.2.1 Analyse der Ausgangslage

Das Thema „Qualität der Zielsetzung“ wurde im Rahmen der ersten Interviewserie in insgesamt 76 Textstellen erwähnt. Wie die Zitate unten zeigen, ziehen die befragten Interviewpartnerinnen und -partner eher eine negative Bilanz, was die Qualität der Zielsetzungen in der Praxis betrifft. Grosse Defizite zeigen sich nach ihrer Erfahrung v.a. unter folgenden Aspekten:

- Allgemeine Leitbilder oder Oberziele werden nicht in konkret messbare Zielgrössen oder Teilziele übersetzt. Deshalb kann der Erfolg nach Umsetzung der Massnahmen nicht überprüft werden.
- Es gibt kaum Lerneffekte aus früheren Projekten, weil keine Datenbasis vorhanden ist, um angepasste Zielsetzungen festzulegen.
- Das Zusammenspiel zwischen unterschiedlichen Behörden, den Planungsbüros und den Interessengruppen ist mangelhaft.
- Es stehen keine wissenschaftlichen Konzepte zur Verfügung, mit denen die Detailplanung erfolgen könnte.

*“...it is improving, but I would say certainly less than 1% of the projects transfer their goals in measurable objectives.”
(Scientist, USA)*

„Wenn es um ökologische Zielsetzungen geht, so wird i.d.R. nicht unbedingt ein konkreter Zielzustand angestrebt, der aufgrund eines wissenschaftlichen Konzepts erarbeitet wurde. Es geht in der Praxis vielmehr darum, den Zustand ‚auf jeden Fall‘ zu verbessern und das Gewässer in einem ökonomischeren Zustand zu gestalten.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

“I think in most cases the goals are not well set.”
(Consultant, USA)

„Es ist sehr personen- und fallbezogen, was [in bezug auf die Zielsetzung] gemacht wird. Es ist **sehr individuell und jeder erfindet das Rad wieder neu.**“
(Bundesfachstelle, Schweiz)

Entsprechend der Interviewergebnisse spielen folgende vier Schlüsselkriterien eine zentrale Rolle, um eine optimale „Qualität der Zielsetzung“ zu erreichen:

1. Der *Prozess* der Zielfindung
(32 % der Nennungen)
2. Die *Operationalisierung* der ökologischen Ziele
(29 % der Nennungen)
3. Die *Relevanz* der ökologischen Ziele
(20 % der Nennungen)
4. Der *Stellenwert* der ökologischen Ziele
(19% Nennungen)

5.2.2 Anforderungen zur Optimierung der Zielsetzung

▪ Prozess der Zielfindung

Entsprechend der Interviewergebnisse sollte die Entwicklung der Projektziele von Beginn an in einem interdisziplinären Team erfolgen. Kurze Wege zwischen den verantwortlichen Behörden sowie vertraute, persönliche Kontakte zwischen Fachverantwortlichen wurden in einigen Fällen als Schlüsselkriterium für eine erfolgreiche Durchführung der Projekte genannt. Dennoch sollte die Zielsetzung nicht ausschliesslich durch die Ämterautorität vorgenommen werden, sondern bereits zu Beginn unter Einbezug der wichtigsten Interessengruppen sowie unter Beteiligung der verantwortlichen Planungsbüros erfolgen (vgl. auch Kap. 5.3). Um den Erfolg eines Projektes zu optimieren hat sich in einigen Fällen eine „offene Planung“ bewährt. Das heisst, die ökologischen Ziele sollten so formuliert sein, dass sie eine Anpassung oder Präzisierung im Verlauf des Projekts und aufgrund erster Untersuchungsergebnisse erlauben (adaptives Management). Hilfreich ist es ausserdem, wenn die betroffene Behörde (Bund, Kantone, Gemeinden) nicht nur allgemeine Ziele ausspricht, sondern einen klaren Auftrag zur Erfüllung ökologischer Zielvorgaben erteilt. Dieser „behördliche Rückhalt“ erleichterte in einigen Fällen die Verhandlungen bei Nutzungskonflikten

erheblich. Allerdings ist ein solch klarer Auftrag nach Ansicht einiger Expertinnen und Experten in der Praxis noch zu wenig selbstverständlich. Bei Projekten mit offensichtlichen Zielkonflikten ist der Einsatz einer Mediatorin oder eines Mediators bereits bei der Zieldiskussion zu empfehlen. Wenig hilfreich ist es, zu Beginn weite Teile der betroffenen Öffentlichkeit einzubinden. Eine Einigung auf eine einfache, klare und allgemein verständliche Vision oder Präambel kann jedoch sehr hilfreich sein, um bei möglichen Konflikten leichter einen Konsens zu erreichen.

▪ **Operationalisierung / Darstellung der ökologischen Ziele**

Die spätere Beurteilung, ob ein Projekt erfolgreich ist oder nicht, hängt u.a. davon ab, wie präzise und umfassend ökologische Projektziele formuliert sind. Erfolgreiche Projekte sollten ein übergeordnetes Leitbild in klare, messbare und nach Möglichkeit quantifizierbare Teilziele übersetzen (Operationalisierung der Oberziele). Die Operationalisierung dieser Ziele sollte als „second generation design“ erfolgen, d.h. aufgrund einer detaillierten Analyse ähnlicher oder früherer Projekte. Operationalisierte Teilziele müssen ferner einen kausalen Zusammenhang zwischen einer Massnahme und dem Zielerfüllungsgrad aufzeigen können. Sie sollten auf wissenschaftlichen Konzepten aufbauen und gesetzliche Grundlagen berücksichtigen. Eine optimale Praxis der Zielsetzung sollte nach Ansicht einiger Fachleute sowohl Wirkungs- als auch Umsetzungs- und Verfahrensziele beinhalten. Im Idealfall sollten sie zumindest Auskunft über die folgenden fünf Aspekte geben:

- **Das Zielobjekt** - worauf bezieht sich das Ziel?
(z.B. „kieslaichende Fische“)
- **Den Ortsbezug** - wo soll das Ziel erreicht werden?
(z.B. „im oberen Teil des Aueperimeters“).
- **Den Zielinhalt** - was soll erreicht werden?
(z.B. „fördern“, „reduzieren“, „unterbinden“).
- **Den Zeitbezug** - wann soll das Ziel erreicht werden?
(„z.B. „in den nächsten 10 Jahren“).
- **Das Zielausmass** - wieviel soll erreicht werden?
(„z.B. „der Bestand soll sich zumindest verdoppeln“, „das Niveau von vor 10 Jahren erreichen“, „signifikant erhöhen“).

▪ **Relevanz der ökologischen Ziele**

Relevante ökologische Ziele können nur mit einem detaillierten Verständnis der Ausgangssituation formuliert werden. Dieses ist aufgrund historischer Kenntnisse, einer Analyse des Einzugsgebiets (*watershed approach*) und/oder aufgrund von gewässertypischen Überlegungen abzuleiten. Die natürliche Dynamik der Gewässer sollte als prägendes Element im Zentrum der Betrachtung stehen. Hierbei unterstrichen die befragten Expertinnen und Experten tendenziell die Lehrmeinungen, die durch das Paradigma der „multiplen Verfahren“ vertreten wird (vgl. Kap. 2.3). Ziele hingegen, die aufgrund eines „einseitigen Naturschutzverständnisses“ entwickelt wurden, sollten nicht berücksichtigt werden (z.B. wenn der Schutz einzelner Arten dem Schutz der Gewässerdynamik vorgeht).

namik widerspricht). Relevante ökologische Zielsetzungen sollten so formuliert sein, dass sie in der Praxis umsetzbar sind.

▪ Stellenwert der ökologischen Ziele

Um einen möglichst erfolgreichen Projektablauf zu gewährleisten sollten Revitalisierungsprojekte zumindest eine gleichberechtigte Zielsetzung zwischen ökologischen Zielen und anderen Schutz- und Nutzungszielen gewährleisten (z.B. Hochwasserschutz, Freizeitnutzung, Trinkwassernutzung etc.). Diese Ziele sollten in einem ausgewogenen Verhältnis zueinander stehen. Allerdings sind nach Ansicht einiger Befragten einzelne rein ökologische Zielsetzungen innerhalb eines Projektes sehr hilfreich, um einen erfolgreichen Projektablauf zu unterstützen.

5.2.3 Zusammenfassung und Diskussion

Um eine möglichst optimale „Qualität der Zielsetzung“ zu garantieren, sollten nach den oben dargestellten Interviewergebnissen diejenigen Kriterien und Ausprägungen berücksichtigt werden, die in Tab. 5-1 zusammengefasst sind. Damit betonten die Befragten einerseits Forderungen, die in der Fachliteratur durchaus bekannt sind. Hierzu zählt u.a. die Bedeutung einer klaren Zielsetzung, die häufig als Quelle für Fehler und Misserfolge beschrieben wird (Hobbs & Harris, 2001; Jungwirth et al., 2003; Lake et al., 2002; Muhar et al., 1995). Andererseits wurde die in der Literatur oft als mangelhaft oder fehlend beklagte „theoretische Basis“ der Projekte in den Interviews nicht prominent erwähnt (Allen et al., 1997; Palmer et al., 1997). Zudem gingen die Befragten eher auf konstruktive Lösungen ein und betonten eine klare Unterteilung in Wirkungs-, Umsetzungs- und Verfahrensziele, wie sie beispielsweise bei Marti (2001) oder bei Maurer & Fridli (1999) detailliert beschreiben ist. Ebenso unterstrichen die Interviewten die Bedeutung „realistischer Zielsetzungen“, wie sie in der Fachwelt inzwischen immer häufiger diskutiert wird (Ehrenfeld, 2000; Hobbs & Harris, 2001). In gleicher Weise belegen die Interviewergebnisse die Bedeutung des adaptiven Managements. Diese Form des Projektmanagements taucht zwar in vielen wissenschaftlichen Veröffentlichungen auf. Die inhaltliche Diskussion über Vor- und Nachteile dieser Methode wird hingegen noch immer sehr kontrovers geführt (Bash & Ryan, 2002; Downs & Kondolf, 2002; Hunt, 2000; Rogers, 1998; Roux et al., 1999; Walters, 1997). Interessanterweise erwähnten in den Interviews v.a. Personen, die im Vollzug oder in der Planung tätig sind, die Forderung nach einer offenen oder adaptiven Planung. Im Gegensatz zu bekannten Erkenntnissen aus der Revitalisierungsliteratur tauchten in den Interviews aber auch Fakten auf, die bis lang weniger manifeste Meinungen der Fachliteratur wiedergeben. Hierzu zählt v.a. die Bedeutung einer kurzen verständlichen Präambel, die als Zusammenfassung und „kleinster gemeinsamer Nenner“ von unterschiedlichen Personen als sehr hilfreich und positiv erwähnt wurde.

Tab. 5-1: Zusammenfassung der Kennzeichen einer optimalen Zielsetzung

Kriterien	Ausprägung der Kriterien
Prozess der Zielfindung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Ziele werden in einem interdisziplinären Team diskutiert. ▪ Die Zielfindung erfolgt nach dem „second generation design“, d.h. aufgrund der Ergebnisse aus früheren, ähnlichen Projekten. ▪ Das Projekt wird in einer offenen Planung durchgeführt, so dass die Formulierung der Ziele eine Anpassung oder Präzisierung im Projektverlauf ermöglicht. (adaptives Management). ▪ Eine einfache und allgemein verständliche Präambel beinhaltet den Konsens, auf den sich alle Parteien einigen können. ▪ Die Wege zwischen den verantwortlichen Behörden und Projektpartnern sind kurz und vertraute persönliche Kontakte unterstützen einen schnellen Austausch. ▪ Ein klarer Auftrag der Exekutivbehörden hilft bei Zielkonflikten. ▪ Bei grossen Projekten oder starken Zielkonflikten übernehmen Fachpersonen die Mediation des Zielfindungsprozesses.
Darstellung / Operationalisierung der Ziele	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Übergeordnete Leitbilder sind präzise in messbare und möglichst quantifizierbare Teilziele übersetzt worden. ▪ Die Teilziele basieren auf wissenschaftlichen Konzepten und beinhalten Zielobjekte, Ortsbezüge, Zielinhalte, Zeitbezüge sowie jeweils ein Zielausmass. ▪ Die Ziele umfassen sowohl Wirkungs- als auch Umsetzungs- bzw. Verfahrensziele.
Relevanz der ökologischen Ziele	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Zielsetzung erfolgt aufgrund einer guten Analyse der Ausgangssituation (historisch, „watershed approach“, gewässertypisch). ▪ Der zentrale Fokus der Zielsetzung ist die natürliche Dynamik der Gewässer. ▪ Es gibt keine Ziele, die aufgrund eines „falschen Naturschutzverständnisses“ festgelegt wurden (z.B. Artenschutz, der der Gewässerdynamik widerspricht).
Stellenwert der ökologischen Ziele	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die ökologischen Ziele stehen gleichberechtigt neben anderen Zielsetzungen, so dass ein ausgewogenes Verhältnis zwischen unterschiedlichen Zielsetzungen besteht.

5.3 Ergebnisse zum Einbezug der Bevölkerung und der Interessengruppen

5.3.1 Analyse der Ausgangslage

Das Thema „Einbindung der Bevölkerung und der Interessengruppen“ wurde im Rahmen der ersten Interviewserie anhand von insgesamt 105 Textstellen untersucht. Damit tauchte dieser Projektaspekt im Vergleich zu allen anderen Themen mit Abstand am häufigsten auf. Wie die Zitate unten zeigen, unterstrichen die Expertinnen und Experten auch inhaltlich die Bedeutung einer guten Integration der Öffentlichkeit, selbst wenn dieser Prozess häufig als „harzig“, „kritisch“ und v.a. „zeitaufwändig“ beschrieben wird. In Bezug auf die Praxis lässt sich ein positiver Trend feststellen. Die Bedeutung einer aktiven Einbindung von Interessengruppen und Bevölkerung hat in den letzten Jahren offenbar deutlich zugenommen. Dort, wo eine solche Einbindung aktiv praktiziert wird, stösst sie weitgehend auf positive Resonanz. Dies gilt allerdings nur, sofern der Prozess nicht durch einzelne Interessengruppen bewusst für Blockadezwecke ausgenutzt wird. Hier das richtige Mass der

Integration zu finden, ist eine wichtige Aufgabe des Projektmanagements.

Die Befragten waren sich mehrheitlich einig, dass ein aktiver, relativ früher und professionell organisierter Einbezug der betroffenen Öffentlichkeit nicht nur hilft, das Konfliktpotential zwischen unterschiedlichen Nutzungskonflikten zu minimieren. In vielen Fällen profitierten die Projekte auch direkt durch die aktive Unterstützung der Bevölkerung (Pflegearbeiten, neue "grass root" Ideen, Unterhaltmassnahmen, einfaches Monitoring etc.). Das Risiko, dass einzelne Personen oder Gruppen ohne aktive Einbindung Blockadesituation provozieren, wird besonders bei grösseren Projekten als sehr hoch eingeschätzt.

*"Working together with a lot of different people even though it is painful **it is worthwhile.**"*
(Consultant, USA)

"Building trust is the most important thing."
(Mediator, USA)

*"...it is political suicide, if you don't include stakeholder groups in the decision making process.
It is simply: 'pay now or pay later'."*
(State agency, USA)

*"The democratization of decision making processes have brought a lot of positive results, at least in the United States.
Now, I can see the downside to that.
What I am seeing is that many large scale river restoration initiatives have absolutely paralyzed set ups because these stakeholder groups bring in every considerable opinion, which tend to neutralize each other and be a justification for doing nothing."*
(Consultant, USA)

In Bezug auf die effektive Praxis beim Einbezug der Bevölkerung zeichnete sich ein differenziertes Bild ab. Insbesondere auf der Stufe des Vollzugs (Kantonale Ämter bzw. state agencies) zeigte sich ein Unterschied zwischen der Situation in der Schweiz und den USA. Als Ergebnis der Interviews wurde klar, dass der politische und rechtliche Einflussbereich einzelner Gruppen und Personen in den USA offenbar deutlich kritischer eingeschätzt wird, als für Europa bzw. die Schweiz. Indirekt deuten die Interviewergebnisse darauf hin, dass der aktive Einbezug der Bevölkerung in der Schweiz v.a. bei kleineren Projekten noch nicht zum Standard geworden ist. Die Projektplanung läuft in solchen Fällen eher in geschlossenen Fachkreisen ab, sofern nicht direkte Verhandlungen über privaten Grundbesitz betroffen sind.

*“Oh no, stakeholders involvement is not always an advantage. **It is not efficient, by some measures of the word efficiency.** On the other hand - and given our political and legal structure here - if you don't involve the stakeholders, you will go to the implementation of the project and they can block it.”*
(Mediator, USA)

*„In vielen Fällen beschränkte sich die Information über das Projekt auf eine **Information im Gemeinderat.**“*
(Vollzug Kanton, Schweiz)

Die Auswertung aller 105 Textstellen zeigt, dass ein guter Einbezug der Bevölkerung und der Interessengruppen im wesentlichen von vier Schlüsselkriterien abhängt:

1. von der Zusammensetzung der *beteiligten Personen und Gruppen* (40% der Nennungen)
2. von der Rolle, d.h. von *Kompetenz und Aufgabenbereich*, den die Interessengruppen und die Bevölkerung wahrnehmen (27% der Nennungen)
3. vom praktischen Vorgehen und dem *Ablaufprozedere* mit dem die Gruppen in das Projekt eingebunden wurden (21 % der Nennungen)
4. vom *Zeitpunkt und Dauer* der Einbindung (12% Nennungen)

5.3.2 Anforderungen zur Optimierung des Einbezugs der Bevölkerung und der Interessengruppen

▪ Beteiligte Personen und Gruppen

Nach Aussagen der befragten Expertinnen und Experten ist eine ausgewogene Auswahl der Personen, die aktiv in den Planungs- und Entscheidungsprozess eines Revitalisierungsprojekts eingebunden sind, ausgesprochen wichtig. Mit Hilfe der Interviewdaten konnten insgesamt sieben Personenkreise ermittelt werden, die in einen solchen Prozess aktiv integriert sein sollten (die Reihenfolge entspricht laut den Interviewergebnissen der Bedeutung im Planungsprozess):

- (a) Projektleitung und Projektverantwortliche.
- (b) „Charismatische Schlüsselpersonen“ oder „Fahnenträger/innen“, die ein Projekt über den gesamten Ablauf hinweg betreuen und „ziehen“ können (Personen, die persönliches Engagement für die Sache zeigen und das Projekt dauerhaft begleiten können).
- (c) Interessengruppen (Grundeigentümer, Industrie, lokale Bevölkerung, Umweltverbände, Personen mit konkreten Nutzungsinteressen).

- (d) Personen mit einer technischen oder wissenschaftlichen Ausbildung, die für die *Vermittlung* technischer Zusammenhänge verantwortlich sind und „technisch unsinnige“ Ziele vermeiden können (interdisziplinär ausgewählte Fachleute aus Büros, Universitäten, Instituten usw.).
- (e) Einzelpersonen, die auf der politischen Ebene durch sehr starken Einfluss auffallen und meist negativ auf das Projekt einwirken können („active vocals“).
- (f) Personen, die einem klaren politischen Auftrag vertreten (Vertretungen der Regierung und je nach politischer Situation Vertreter des Bundes, des Kantons oder der Gemeinde).
- (g) Unparteiische Personen, die im Konfliktfällen eine Mediationsrolle übernehmen (professionelle Mediatoren, Beamte, die diese Rolle wahrnehmen können).

Die Auswahl der Personen sollte sich auf überschaubare Gruppen beschränken und je nach Projekt nicht mehr als 20-60 Personen (kleine-grosse Projekte) umfassen. Die Zusammensetzung der Gruppen sollte sich entsprechend dem Ablaufprozedere (vgl. nächster Abschnitt) flexibel anpassen lassen. Nach Ansicht einzelner Expertinnen und Experten sollten alle Personen, die keine potenzielle Möglichkeit haben, ein Projekt zu blockieren, tendenziell ausgeschlossen werden, um einen überschaubaren Rahmen zu gewährleisten. Explizit auszuschliessen sind Personen, die als „Weltverbesserer“ bekannt sind und Planungsprozesse extrem verlangsamen.

▪ **Kompetenz und Aufgabenbereich**

Die Kompetenzen der betroffenen Bevölkerung sollten sich auf das *Auswählen*, *Kommentieren* und *Absegnen* unterschiedlicher Projektabläufe, technischer Verbesserungsmaßnahmen oder Managementvarianten konzentrieren. Sie sollten Vorschläge kritisch beurteilen, auf eine selbständige oder aktive Entwicklung eigener Projektideen jedoch weitgehend verzichten. Damit dient die Einbindung dieser Gruppen in erster Linie der Aufklärungsarbeit, um die lokale Akzeptanz des Projekts zu fördern. Sie kann ebenso Plattform für öffentliche Anhörungen sein bzw. als „sounding board“ für mögliche Konflikte dienen. Ein weiterer zentraler Punkt, ist die Demokratisierung der Prozessabläufe sowie die Schaffung eines vertrauensvollen und fairen Verhandlungsrahmens. Die Hauptaufgaben solcher Gruppen sollten sich deshalb auf die Bewusstseinsbildung und die Vermittlungstätigkeit zwischen unterschiedlichen Interessen konzentrieren.

Eine weitere zentrale Aufgabe ist der Einigungsprozess der Interessengruppen, um diese auf einen gemeinsamen Nenner zu bringen. Obwohl „grass root“ Ideen die Arbeit eines solchen Gremiums durchaus positiv unterstützen können, sollten klare Kompetenzgrenzen zu den rein wissenschaftlichen oder technischen Fragestellungen gezogen werden.

▪ Vorgehen und Ablaufprozedere

Nach Ansicht der befragten Fachleute gibt es kein „Standardvorgehen“ mit dem die betroffene Bevölkerung oder die Interessengruppen in den Planungsprozess eines Revitalisierungsprojekts eingebunden werden sollten. Vielmehr sollte der individuelle Charakter sowie der regulatorische Kontext der Projekte das ideale methodische Vorgehen bestimmen.

Einige Punkte wurden jedoch eher generell als wichtig angesehen. So sollte der Vermittlung technischer und wissenschaftlicher Hintergrundinformation auf jeden Fall genügend Raum eingeräumt werden. Alle fachlichen Zusammenhänge sollte durch Fachpersonen vermittelt werden, die fähig sind, diese in allgemein *verständlicher Form* aufzuarbeiten. Hilfreiche Ergänzungen sind Internet-Auftritte, öffentliche Exkursionen, Flussfeste usw. Die Einbindung grösserer Personengruppen sollte erst dann erfolgen, wenn bereits Konzeptvarianten in kleinen, interdisziplinären Fachgruppen entwickelt worden sind. Alle Planungsvarianten sollten so aufgearbeitet sein, dass sie nicht den Eindruck „fertiger Entscheidung“ vermitteln sondern Spielraum für weitere Kommentare ermöglichen. Die Koordination der Treffen sollte durch ein eigenes Team erfolgen. Hilfreich ist, wenn dieses „eingespielte Team“ über einen grösseren Erfahrungshorizont verfügt. Kleine Arbeitsgruppen, die unter Anweisung einer Fachperson parallel arbeiten, können den Entscheidungsprozesse v.a. in komplexen Projekten deutlich beschleunigen. Wenige regelmässige Treffen, die einen klaren Zielhorizont haben, helfen „Endlosschleifen“ und Rückkommensanträge zu verhindern. Bei inhaltlichen Differenzen sollten externe Gutachten herangezogen werden. In politisch besonders schwierigen Themenfeldern empfiehlt es sich, diese Gutachten von den jeweils „eigenen Leuten“ erstellen zu lassen (z.B. Gutachten zur landwirtschaftliche Nutzung durch Expertinnen oder Experten, die durch den Landwirtschaftsverband bestimmt wurden).

▪ Zeitpunkt und Dauer der Einbindung

Fast ebenso wichtig, wie die Auswahl der richtigen Beteiligten, scheint der Zeitpunkt zu sein, zu dem die unterschiedlichen Akteurinnen und Akteure in den Planungs- und Entscheidungsprozess eingebunden werden. Alle Interviewpartnerinnen und -partner waren sich einig, dass diese Einbindung zu einem möglichst frühen Zeitpunkt im Projektlauf erfolgen sollte. Es ist wichtig, dass die Beteiligten das Gefühl haben, tatsächlich mitbestimmen zu können und nicht an einer Alibiübung teilzunehmen.

Ein weiterer wichtiger Schlüssel zum Erfolg scheinen die Dauer und die Regelmässigkeit zu sein, mit der die Einbindungsprozesse organisiert sind. Besonders in der Planungsphase ist es hilfreich viel Zeit und Geduld einzurechnen. Nach Ansicht mancher Fachleute sollte etwa ein Drittel der Projektzeit darauf verwendet werden, den Prozess der öffentlichen Anhörung und Einbindung zu organisieren. Ein klar definierter zeitlicher Ablauf kann den gesamten Prozess positiv beeinflussen. Dieser sollte i.d.R. jedoch auch bei grösseren Projekten nicht länger als ein Jahr dauern und fixe Sitzungstermine vorgeben. In komplexen Projekten sollte die Arbeit in fachlich betreuten Kleingruppen stattfinden,

die durch max. 3-4 professionell moderierte Sitzungen im grossen Gremium ergänzt werden. Komplexe Projekte profitieren ausserdem oft von einer ständigen Begleitgruppe, die über den gesamten Projektverlauf zusammenkommt. Eine solche Gruppe sollte sich aber auf die Projektleitung, ausgewählte Fachpersonen und wichtigen Interessenvertretern beschränken.

5.3.3 Zusammenfassung und Diskussion

Um einen möglichst optimalen „Einbezug der Bevölkerung und der Interessengruppen“ zu garantieren, sollten nach den oben dargestellten Interviewergebnissen diejenigen Kriterien und Ausprägungen berücksichtigt werden, die in Tab. 5-2 zusammengefasst sind. Dieses Resultat der Interviews erstaunt aus mehreren Gründen:

Erstens wurde das Thema „Einbezug der Öffentlichkeit und der Interessengruppen“ mit über 100 Codes mit Abstand am häufigsten erwähnt, ohne dass es im Leitfaden überproportional repräsentiert war. Dies unterstreicht eine gewisse Wichtigkeit aus Sicht der Befragten. Zweitens zeigten sich klare Unterschiede bei der Einschätzung der Bedeutung dieser Prozessvariablen im Vergleich zwischen USA und Europa. Drittens wurde der aktive Einbezug der Bevölkerung und der Interessengruppen zwar als „nicht einfach“, aber für den Erfolg der Projekte in der Regel doch als sehr bedeutsam angesehen. Viertens betonten mehrere Fachleute völlig unabhängig voneinander (und ohne dass sie explizit gefragt wurden), wie wichtig und entscheidend die Rolle einzelner individueller Personen sein kann, die ein Revitalisierungsprojekt mit einer starken Persönlichkeit vertreten und damit „ziehen“ können.

Die unterschiedlichen Resultate aus den USA und Europa spiegeln zudem die rechtliche und politische Situation der beiden Regionen wider. In den USA existiert mit der „National Environmental Policy Act“ (NEPC) bereits seit 1969 ein gesetzliches Regelwerk, das die Umsetzung des Umweltschutzes umfassend regelt (NEPA, 1969). Der ausdrückliche Einbezug der Bevölkerung und der Interessengruppen („public information and input“) spielt dabei eine zentrale Rolle, der sich in den vergangenen 30 Jahren u.a. in klaren Richtlinien, Verordnungen oder wissenschaftlichen Handbüchern niedergeschlagen hat (CEQ & EOP, 1997; Deesh, 1998; Dukes & Firehock, 2001). Eine ähnlich prominente Stellung im Gewässermanagement erfuhr die Beteiligung der Bevölkerung und der Interessengruppen in Europa erst im Jahr 2000 mit Einführung der Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000). Es erstaunt nicht, dass sich in Europa noch keine entsprechende Kultur zum Einbezug dieser Gruppen etablierte. Unter diesem Gesichtspunkt macht auch die Aussage der befragten Verantwortlichen Sinn, die mehrheitlich glaubten, dass es in den USA aufgrund der rechtlichen Situation viel einfacher ist, ein Projekt zum Scheitern bringen, wenn es nicht auf die Zustimmung der betroffenen Bevölkerung trifft.

Tab. 5-2: Zusammenfassung der Kennzeichen eines optimalen Einbezugs der Bevölkerung und der Interessengruppen

Kriterien	Ausprägung der Kriterien
<i>Beteiligte Personen und Gruppen</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Auswahl der Beteiligten schliesst alle wichtigen Personenkreise ein (das umfasst sieben Personenkreise, die als relevant gelten, vgl. Text). ▪ Die Auswahl der Beteiligten erfolgte selektiv, so dass das Begleitgremium nicht zu gross oder unübersichtlich ist. ▪ Personen, die nicht unmittelbar für den Prozess wichtig sind (oder gar hinderlich wären), wurden nicht beteiligt oder aktiv von der Begleitgruppe fern gehalten. ▪ Bei Projekten, die starke Zielkonflikte aufweisen, übernimmt eine Fachperson die Mediation der Begleitgruppe.
<i>Kompetenz und Aufgabenbereich der Beteiligten</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die öffentliche Begleitgruppe konzentriert sich auf das Auswählen, Kommentieren und Absegnen der Lösungsvarianten. ▪ Die Begleitung des Projekts durch die Bevölkerung und die Interessengruppen dient der Bewusstseinsbildung und bietet Raum, um Nutzungskonflikte zu diskutieren und zu lösen. ▪ Die Vertrauensbildung zwischen unterschiedlichen Interessengruppen ist eine Hauptaufgabe der Begleitgruppe. ▪ „Grass root“ Ideen sind willkommen und helfen das Projekt positiv zu unterstützen. Die fachliche und technische Kompetenz zur Umsetzung der Revitalisierungsmassnahmen liegt jedoch in der Verantwortung der Fachpersonen.
<i>Vorgehen und Ablaufprozedere</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Einbindung der Bevölkerung und der Interessengruppen ist an die individuelle Grösse und Fragestellung des Projekts sowie an den regulatorischen Kontext angepasst. ▪ Die Leitung des Einbindungsprozesses wird von einem „eingespielten Team“ wahrgenommen. ▪ Die Arbeit in Kleingruppen unterstützten den Prozess. ▪ Politisch schwierige Themen werden durch externe Gutachten bearbeitet.
<i>Zeitpunkt und Dauer der Einbindung</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Einbindung der Interessengruppen erfolgt bereits zu einem sehr frühen Zeitpunkt während der Projektplanung. ▪ Die Einbindung erfolgt jedoch erst dann, wenn fachliche und technische Konzepte zur Diskussion stehen. ▪ Klare Zeithorizonte geben einen fixen Rahmen vor, in dem Zielvorgaben und Entscheidungen zu treffen sind. ▪ Eine Gruppe aus Projektleitung, Interessenvertretern und Fachpersonen begleitet das Projekt über den gesamten Projektverlauf.

Es zeigte sich bei den Gesprächen mit den Fachleuten der Praxis, dass sich v.a. zwei Formen der Beteiligungsverfahren bei Fliessgewässer Revitalisierungen als hilfreich erweisen können. Diese Verfahren entsprechen im wesentlichen den in der Literatur als „Fishbowl“ bzw. als „Planungszellen- oder Bürgerforum“ bekannten Vorgehen (Beckmann & Keck, 1999; Chess & Purcell, 1999). Nach einer Auftaktveranstaltungen und Informationsphase werden beim Fishbowlverfahren "geschlossene Arbeitsgruppen" gebildet. Sie beraten über Planungsvorschläge, die von der Projektleitung erarbeitet wurden und schliessen in einer Abstimmung bzw. einer Kompromisslösung. Dieses Verfahren zeichnet sich durch eine hohe Intensität der Problembearbeitung und durch gute Kommunikationsmöglichkeiten zwischen Bürgergruppen, Verwaltung,

Expertinnen/Experten und Betroffenen aus. Eine Planungszelle besteht aus 15 bis 25 nach dem Zufallsprinzip ausgewählten Personen. In der Regel arbeiten mehrere Planungszellen parallel am gleichen Thema. Das Konzept sieht eine mehrtägige Blockveranstaltung vor. Die Bürgergruppe erhält ausführliche Informationen von Expertinnen/Experten und Interessenvertretern. Diese werden von der Bürgergruppe in Kleingruppen (3 bis 5 Personen) ausgewertet und reflektiert. Der Gruppen- und Arbeitsprozess wird von meist zwei Moderatorinnen oder Moderatoren geleitet.

5.4 Ergebnisse zur Qualität der Voruntersuchungen

5.4.1 Analyse der Ausgangslage

Die Bedeutung der Voruntersuchungen wurde anhand von 53 Textstellen der Interviewtranskripte analysiert. Die Auswertung dieser Zitate machte deutlich, dass alle Fachleute eine hohe Qualität der Voruntersuchungen als sehr bedeutsam einschätzen. Gute Voruntersuchungen sind einerseits die Voraussetzung für ein fundiertes Systemverständnis der Projekte. Sie geben andererseits aber auch wichtige Hinweise für das Spektrum der Möglichkeiten, die für potenzielle Verbesserungen überhaupt in Frage kommen. Damit sind aussagekräftige Voruntersuchungen für die Auswahl der Verbesserungsmassnahmen von zentraler Bedeutung.

Trotz der zentralen Rolle, den die Voruntersuchungen beim Erfolg der Revitalisierungen spielen, zeigen sich in der Praxis bei dieser Prozessvariablen nach wie vor grössere Defizite. Die Erfassung des Ist-Zustands wird nach Ansicht der Fachleute auf sehr unterschiedlichem Niveau durchgeführt. In manchen Fällen erreichen die Analysen ein ausgesprochen vorbildliches Niveau. Sie scheinen jedoch für die Mehrzahl der Projekte nach wie vor stark „verbesserungswürdig“ zu sein. Dies trifft insbesondere für kleinere Projekte in Europa zu. Als Gründe für ein unzureichendes Niveau der Voruntersuchungen werden v.a. finanzielle Schwierigkeiten, der Mangel an geeigneten und standardisierten Methoden sowie ein grundsätzlich mangelndes Interesse der Vollzugsbehörden angegeben, wie die Zitate unten exemplarisch zeigen. Da in Fließgewässer Bewertung nicht gerade wenig theoretischer Hintergrundliteratur vorhanden ist (vgl. Kap. 2), fehlt offenbar die praktische Übersetzung der theoretischen Konzepte noch immer schwer.

*„Da macht jeder dann irgendetwas Verschiedenes, der eine ist Pilzsammler und der freut sich an den Pilzen und der andere hat die Wildbienen lieber und je nachdem kommt völlig etwas anderes heraus. [...] Es gibt bis lang **keine standardisierten Verfahren**, das ist das Problem!“*
(Bundesfachstelle, Schweiz)

*“A lot of projects have been realized around the whole country though **they are not based on very good science at all.**”*
(Scientist, USA)

„Bei vielen kleineren Gewässern wird im Voraus nichts erhoben, so dass auch nicht unbedingt klar ist, wie der Ausgangszustand aussah. Oft ist das **Wissen der örtlichen Fachleute**, z.B. über den Fischbestand hinreichend, um eine Entscheidung zur Revitalisierung zu fällen.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

„Die Verfahren sind nicht von einem einheitlichen Niveau und waren auch nicht primär auf eine Erfolgskontrolle ausgerichtet. Ausserdem gab es bislang **noch kein einheitliches Konzept**, nach denen die ökologischen Daten erfasst und aufgearbeitet sein sollten.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

Um die Qualität der Voruntersuchungen zu verbessern, sind entsprechend der Auswertung der 53 Textstellen v.a. folgende vier Kriterien relevant:

1. Das Vorgehen, d.h. der *methodisch-konzeptionelle Rahmen* der Untersuchungen
(42% der Nennungen)
2. Die Erhebung von *Referenzdaten*
(29% der Nennungen)
3. Die Auswahl der *Bewertungsindikatoren*
(21 % der Nennungen)
4. Der *Umfang* der Untersuchungen
(10% Nennungen)

5.4.2 Anforderungen zur Optimierung der Voruntersuchungen

▪ Methodisch-konzeptioneller Rahmen der Voruntersuchungen

Ob Voruntersuchungen in der Praxis gut oder eher mangelhaft durchgeführt werden, hängt nach Ansicht der befragten Expertinnen und Experten v.a. vom Design der Untersuchungen ab. Grundsätzlich sollte das Design zwar auf wissenschaftlichen Erkenntnissen aufbauen, aber dennoch für eine praktische Anwendung tauglich sein. Der methodisch-konzeptionelle Rahmen der Untersuchungen sollte hierbei besonders die zeitlichen und finanziellen Randbedingungen der Projekte berücksichtigen. Hierzu sind möglichst klare und möglichst standardisierte Erhebungsmethoden notwendig. Diese sollten v.a. auf eine Priorisierung zukünftiger Massnahmen ausgerichtet sein und eine Machbarkeitsstudie einschliessen. Der Untersuchungsumfang sollte an die Grösse der Gewässer sowie an die Art der Massnahmen angepasst sein. Detaillierte weitere Abklärungen sollten individuell an die Fragestellung des Projekts angepasst und nicht als Standardprogramm vorgeschrieben werden. Die Untersuchungen sollten ausserdem flexibel sein, so dass ein adaptives Management möglich ist (vgl. oben Kap. 5.2). Deshalb sind modulare oder mehrstufige Verfahren sehr hilfreich, weil sie eine ideale Anpassung an die Projekte ermöglichen ohne auf ein vergleichbares Grundniveau zu verzichten (z.B. Stufen-Modul-Konzept der

Schweiz). Die Integration einer Vorstudie, die sich im wesentlichen auf die Auswertung bereits vorhandener Daten konzentriert, kann die Qualität der Voruntersuchungen deutlich verbessern. Sie soll insbesondere helfen, die potentiellen Verbesserungstrecken innerhalb eines Gewässersystems auszuwählen. Das Design aller Voruntersuchungen sollte „Management orientiert“ sein und sich daher auf wenige aussagekräftige Parameter konzentrieren. Im Idealfall sollten diese Parameter mit anderen Projekten kompatibel zu sein, um ein „second generation design“ zu ermöglichen (vgl. oben Kap. 5.2).

▪ Erhebung von Referenzdaten

Die Erhebung von Referenzdaten sollte eine wichtige Rolle bei der Durchführung der Revitalisierungsprojekte spielen, was sie aber in der Praxis nach Ansicht der Fachleute häufig nicht, oder zu wenig tut. Ohne die Gegenüberstellung der manipulierten Gewässerstrecken mit einer unbeeinflussten Vergleichssituation, ist es schwer, die tatsächliche ökologische Wirkung der Projekte abzuschätzen oder gar für zukünftige Projektschritte und weitere Projekte zu lernen. Da jedoch v.a. in Europa kaum noch unberührte Referenzstrecken zur Verfügung stehen, sollten zumindest historische Referenzdaten als Entscheidungsgrundlage analysiert werden. Diese Minimalvariante kann als „Grundkonsens“ der Interviewergebnisse angesehen werden. Wo immer möglich, sollten jedoch zudem auch aktuelle Referenzgewässer in die Beurteilung integriert werden. Optimale Ansätze wären Referenzuntersuchungen, die in einem unbeeinflussten Kontrollgewässer durchgeführt werden und mit den Ergebnissen des revitalisierten Gewässers verglichen werden. Die Wirkung der ökologischen Massnahmen sollte aufgrund beider Untersuchungsstrecken beurteilt werden. Beide Gewässer sollten sowohl vor, als auch nach der Revitalisierung analysiert werden. Ist ein solcher Ansatz nicht möglich, so sollten zumindest Referenzstrecken im selben Gewässer (oberhalb, unterhalb) nach dem Muster vorher-nachher untersucht werden. Ist auch dies unmöglich, so wäre eine Untersuchung der gleichen Strecke (vorher-nachher) unerlässlich. Ausserdem wäre es hilfreich, wenn es eine zentrale Stelle gäbe, die diese Untersuchungen koordiniert und die Ergebnisse in gemeinsamen Datenbanken sammelt und strukturiert. So könnten auf lange Sicht typologisch abgeleitete Referenzdaten zur Verfügung stehen, was v.a. für die Gewässer hilfreich ist, für die definitiv keine unberührte Referenzstrecke gefunden werden kann.

▪ Auswahl der Bewertungsindikatoren

Nach Ansicht der interviewten Expertinnen und Experten sollten die Voruntersuchungen der Revitalisierungsprojekte als Minimalprogramm zumindest abiotische Aspekte wie Morphologie und Habitatstrukturen sowie Hydrologie und Gewässerqualität einschliessen. Hierzu wurden explizit die sehr guten Ergebnisse erwähnt, die eine Fotodokumentationen (z.B. mit Flugbildern) liefern können. Hydraulische Erhebungen können leicht mit den wasserbaulichen Untersuchungen kombiniert werden und existierende morphologische Grundlagen sollten auf jeden Fall in ein Untersuchungsprogramm integriert sein. Im Sinne multipler Bewertungsansätze ist eine Ergänzung durch ausgewählte biotische Indikatoren jedoch nach Ansicht der meisten Gesprächspartnerinnen

und -partner wünschenswert. Hier wurden v.a. vegetationskundliche Erhebungen sowie Fisch- und Benthosuntersuchungen genannt. Aus politischen Gründen kann die Erfassung gefährdeter Arten bedeutend sein. Dies trifft offenbar v.a. auf den regulatorischen Kontext der USA zu. Einigkeit besteht darüber, dass sich die Auswahl der Indikatoren auf eine überschaubare Anzahl begrenzen sollte. Wichtig ist es, dass diese Indikatoren Auskunft über die Gewässerdynamik liefern. Als weniger bedeutend angesehen wurden hingegen Indikatoren, die dem „klassischen Naturschutz“ entsprechen und z.B. den Schutz einzelner seltener Arten dominant in den Vordergrund rücken.

▪ Umfang der Untersuchungen

Trotz manch politisch restriktiver Situation ist es nach Ansicht der meisten Befragten dennoch wichtig, für die Voruntersuchungen einen relativ grossen zeitlichen Rahmen einzuplanen. Die meisten Befragten bevorzugen einen Zeitrahmen, der mehrere Monate, je nach Projekt aber auch einige Jahre umfassen kann. Dieses scheinbare Ungleichgewicht zwischen Voruntersuchungen und Umsetzung wird v.a. mit der Bedeutung einer guten Systemkenntnis begründet. Nach Ansicht der Befragten ist ein sehr gutes Verständnis der Ausgangslage unerlässlich, um sinnvolle Ziele und Massnahmen formulieren zu können. Ausserdem sollten natürliche Schwankungen im Vorfeld der Projekte erfasst werden, um die ökologische Wirkung der Massnahmen besser einschätzen zu können. Ausserdem sollte in die zeitliche Planung eine Art „Experimentierphase“ eingeschlossen sein, in der in kleinem Rahmen die Wirkung unterschiedlicher Revitalisierungsvarianten getestet werden kann.

5.4.3 Zusammenfassung und Diskussion

Um möglichst optimale „Voruntersuchungen“ zu garantieren, sollten nach den oben dargestellten Interviewergebnissen diejenigen Kriterien und Ausprägungen berücksichtigt werden, die in Tab. 5-3 zusammengefasst sind. Die „alten Hasen“ des Fliessgewässer Managements schreiben also der „Qualität der Voruntersuchungen“ eine Schlüsselrolle zu, v.a. wenn es um den ökologischen Erfolg der Projekte geht. Um diesen Aspekt in einem grösseren wissenschaftlichen Kontext diskutieren zu können, wurde den empirischen Untersuchungen mit dem Kap. 2 eine umfassende Literaturstudie zu den Bewertungskonzepten im Fliessgewässer Management vorangestellt¹.

Im Vergleich zu den dort gewonnenen Erkenntnissen zeigt die „Wunschliste der Interviewten“ relativ viele Überschneidungspunkte. Die Anpassung der Indikatoren an die spezifische Nutzung, die Bedeutung einer sorgfältigen Erhebung von Referenzdaten und die Etablierung unterschiedlich detaillierter Untersuchungsraaster erfuhr durch die „Praxisleute“ starke Zustimmung. Allerdings steht ihrer Meinung nach der Anspruch an ein verlässliches Design der Referenzuntersuchungen häufig im Widerspruch zur praktizierten Realität. Forderungen wie beispielsweise nach einem multiplen BARI² Design (Lake, 2001) wären zwar wünschenswert. Die knappen Finanzmittel führten in vielen

¹ Detaillierte Literaturverweise sind in Tab. 2-4 zusammengestellt, an dieser Stelle wird deshalb auf eine Wiederholung verzichtet.

² “This would involve a [...] design where before-intervention (B) and after-intervention (A) data are collected from the sites to be restored where intervention occurs (I) as well as the reference (R) sites.”

Fällen jedoch dazu, dass beim Untersuchungsaufwand gekürzt wird, so dass in erster Linie Abstriche beim „wissenschaftlichen“ Anspruch der Untersuchungen gemacht werden mussten.

Tab. 5-3: Zusammenfassung der Kennzeichen optimaler Voruntersuchungen.

Kriterien	Ausprägung der Kriterien
<i>Methodisch-konzeptioneller Rahmen</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Voruntersuchungen bauen auf wissenschaftlichen Konzepten auf. ▪ Sie werden in modular aufgebauten Verfahren durchgeführt und mit Hilfe von standardisierten Erhebungsmethoden der Projektgrösse angepasst. ▪ Eine Vorstudie, die sich auf die Auswertung vorhandener Daten beschränkt, legt relevante Untersuchungs- und Revitalisierungsstrecken fest. ▪ Die Voruntersuchungen führen zu einer Priorisierung der Massnahmen. ▪ Detaillierte Untersuchungen werden bei Bedarf individuell an das Projekt angepasst.
<i>Erhebung von Referenzdaten</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vor der Umsetzung der Massnahmen wurden alle wichtigen historischen Daten ausgewertet. ▪ Vor der Umsetzung der Massnahmen wurde der Ist-Zustand als zeitliche Referenz erhoben. ▪ Zudem wurde eine unbeeinflusste Referenzstrecke untersucht. Diese liegt entweder ober oder unterhalb der Revitalisierungsmassnahme bzw. besser noch in einem unbeeinflussten Seitengewässer. Diese Strecken werden vor und nach den Revitalisierungsmassnahmen untersucht. ▪ Alle gewonnenen Ergebnisse sind in einer zentralen Datenbank festgehalten und für zukünftige Projekte zugänglich.
<i>Auswahl der Bewertungsindikatoren</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Voruntersuchungen enthalten auf jeden Fall Untersuchungen, die mit abiotische Schlüsselindikatoren arbeiten (Erfassung der Morphologie, Hydrologie und Wasserqualität). ▪ Sie werden durch wenige ausgewählte biotische Indikatoren ergänzt, die für das Gewässer entweder eine hohe Zeigerfunktion haben und/oder aus politischen Gründen relevant sind (rote Liste). ▪ Die Auswahl der Indikatoren ist aus pragmatischen Gesichtspunkten auf eine überschaubare Anzahl reduziert.
<i>Umfang der Untersuchungen</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Voruntersuchungen werden so lange durchgeführt, bis ein gutes Systemverständnis vorliegt, das verlässliche Auskunft über die natürlichen Schwankungen über das Gewässer und sein Umland gibt.

Die Forderung nach dem Einbezug sogenannter „Flaggschiff-Arten“ wurde in den Interviews zwar nicht explizit mit dem Begriff Flaggschiff erwähnt. Allerdings betonten einige der Befragten die Bedeutung der gefährdeten Arten. Insbesondere in den USA hat dieser Aspekt aufgrund der starken politische Rolle der „Endangered Species Act“ (Hoekstra et al., 2002; USA Congress, 1973) eine grosse Bedeutung und sollte daher im Rahmen der Voruntersuchungen prominent berücksichtigt werden. Weniger prominent als die theoretischen Bewertungskonzepte unterstrichen die Interviewergebnisse die Berücksichtigung aller zeitlichen und räumlichen Untersuchungsdimensionen. Diese sind zwar implizit in der Forderung nach einer guten Systemkenntnis enthalten, sie kommen in den Transkripten jedoch nicht explizit zum Ausdruck. Dies gilt ebenso für die in Kap. 2 gestellte theoretische Forde-

rung nach der gleichberechtigten Erfassung struktureller und funktionaler Indikatoren.

Was die Typen der Bewertungsmodelle betrifft, so unterstützen die Interviewergebnisse in der Mehrzahl entweder „repräsentative“ oder „multiple Bewertungsmodelle“ (zur Begriffsklärung vgl. Kap. 2.2 bis 2.3). Insbesondere Ansätze, die dem „driving force Modell“ entsprechen, wurden als sehr praxisrelevant angesehen. Interessanterweise tauchte jedoch in keinem der durchgeführten Interviews der Wunsch nach Indikatoren auf, die einem holistischen Bewertungsmodellen (vgl. Kap. 2.1) entsprechen würden. Dagegen stand in vielen Fällen der Wunsch nach wenigen zentralen, aber einfach zu erfassenden Indikatoren im Vordergrund, was die Tendenz in Richtung repräsentative Modelle unterstützt. Wie in Fig. 2-1 dargestellt ist, sind repräsentative Modelle am ehesten für eine leichte Anwendung in der Praxis geeignet. Die Ergebnisse der Interviews zeigen, dass repräsentative Modelle offenbar aus diesem Grund am ehesten gewünscht werden. Die sehr theoretischen und datenintensiven Randbedingungen der holistischen Bewertungsmodelle, könnten eine Verbreitung dieser Methoden bislang verhindert haben.

5.5 Ergebnisse zur Qualität bei der Auswahl von Projektvarianten

5.5.1 Analyse der Ausgangslage

Während der ersten Interviewserie tauchte das Thema „Auswahl von Projektvarianten“ in insgesamt 44 Textstellen auf. Die Analyse dieser Aussagen sowie die repräsentativen Zitate unten zeigen deutliche Unterschiede zwischen grossen und kleinen Revitalisierungsprojekten.

Während das Thema „Projektalternativen“ für viele kleine Projekte häufig schlicht „kein Thema“ ist, kommen bei grösseren Projekten unterschiedliche Methoden und Hilfsinstrumente zum Einsatz, um den Entscheidungsprozess zu unterstützen. Die befragten Fachleute sehen mehrheitlich, dass bei kleinen Projekten entweder „*gemacht wird, was machbar ist*“, oder dass die „*entsprechenden Fachleute schon wissen, was die beste Lösung*“ sei. Damit erübrigt sich eine Gegenüberstellung unterschiedlicher Varianten.

Bei grösseren Projekten findet die Selektion unterschiedlicher Projektvarianten meist in einem Fachteam oder gar in öffentlichen Veranstaltungen statt. Das Fachteam setzt sich i.d.R. aus der Projektleitung, den planenden Büros und wichtigen Interessengruppen zusammen. Neben dem Erfahrungsschatz der beteiligten Fachleute, werden in der Praxis aber nur wenig standardisierte Methoden angewandt, um die Entscheidungsprozesse zu unterstützen. Am häufigsten verbreitet sind offenbar Kosten-Nutzen-Analysen, die finanzielle Aspekte mit den erwarteten ökologischen Verbesserungen direkt verknüpfen. Der Einsatz von Einfluss-Wirkungsmodellen, besonders der Einsatz hydrologischer und/oder hydraulischer Modelle, wurde in einzelnen Interviews als positiv und hilfreich erwähnt. Ebenso zeichnete sich ein neuer Trend ab, um vermehrt Computer gestützte Visualisierungsmethoden in die Diskussionsrunden der Entscheidungsprozesse mit einzubeziehen.

*“In many cases there is **only one alternative** developed and that would be either accepted or not. This is very typical.”
(Scientist, USA)*

*„Aus pragmatischen Gründen erübrigt sich der Einsatz von Entscheidungstools in vielen kleineren Fällen, da sich **kaum unterschiedliche Varianten** anbieten.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)*

*„Wir sind ja im Moment noch immer froh, wenn die Leute überhaupt etwas machen, also wenn die Gemeinden überhaupt auf die Idee der Revitalisierung einsteigen. Insofern gibt es **keine Priorisierung**. Wir würden natürlich ganz unsinnige Massnahmen ablehnen, aber sonst würden wir die Gemeinde so gut es geht fördern.“
(Landesbehörde, Deutschland)*

*„Wir haben jetzt damit begonnen, den Zielzustand mit Computersimulationen darzustellen. Dazu nimmt man ein Luftbild und baut im Computer die neuen Projektelemente 1:1 so ein, wie es später aussehen soll. Das ist etwas, was sich sehr bewährt hat. **Viele Leute können einfach keinen Plan lesen**, auch viele Fachleute nicht.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)*

*„Bei grösseren Projekten lagen unterschiedliche Varianten vor. Die Auswahl erfolgte hier meist mit Hilfe einfacher Entscheidungstools, wie z.B. der Gegenüberstellung von **Kosten und ökologischem Einfluss**. Diese Untersuchungen wurden meist über die Planungs- oder Ökobüros vorgelegt und unter Beteiligung der verantwortlichen Fachleute getroffen.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)*

Ein interessantes Teilergebnis dieser Auswertung bezieht sich auf den spezifischen Einsatz von sogenannten *Decision Support Systems* (DSS). Diese Modelle versuchen aufgrund einer multikriteriellen Problembetrachtung sowie unter Einbezug unterschiedlicher Werthaltungen der Interessengruppen rational begründete Entscheidungsvarianten aufzuzeigen (Keeney & Howard, 1976; Keeny, 1992; Winterfeldt & Ward, 1986; Brans & Mareschal, 1986; Saaty & Vargas, 2001; Lamy, et al. 2002; Llewellyn et al., 1996; Verdonschot & Nijboer, 2002; Hostmann, in prep.³). Das Ergebnis dieser Computertools ist eine transparente Priorisierung der Projektvarianten. Allerdings ist der Einsatz solcher Tools in der Praxis bis lang noch nicht etabliert. Dies trifft nach den Aussagen der „alten Hasen“ aus unterschiedlichen Gründen sowohl für den europäischen als auch für den nordamerikanischen Raum zu.

³ Hostmann, M. (in prep.): Entscheidungsunterstützende Instrumente für Flussrevitalisierungen, Diss. ETH

“We have tried making a sort of a computer database that would show how all the decisions are related to each other [...].

*But people really don't want to do this. I don't know why. Perhaps because they felt, that they could integrate it better in their own minds. They **didn't want to be hampered** by this computer tool and they thought the tool would cumber somewhat, I don't know why. **May be they thought also it would hurt the momentum of making a decision.***

*When moving forward everyone is starting to get along and they think bringing in a new tool would change the whole dynamic. So, I don't know, if it is better or not to use such tools.”
(Consultant, USA)*

Interessanterweise wünschten die meisten der Befragten, die noch keine direkte Erfahrung mit diesen Instrumenten gemacht hatten, einen vermehrten Einsatz in der Praxis. Demgegenüber äusserten Gesprächspartnerinnen und -partner, die bereits über praktische Erfahrungen mit DSS verfügen, eine gewisse Skepsis. Die Anwendung dieser Instrumente sollte auf jeden Fall mit Vorsicht und viel „psychologischem Feingefühl“ erfolgen, um nicht kontraproduktiv zu wirken. Nach den Erfahrungen der Befragten scheint die Psychologie der Entscheidungsprozesse weniger auf rein rationale Entscheidungen ausgerichtet zu sein, als viel mehr auf „emotionale“ und „teils auch unlogische“ Beweggründe. Nach Ansicht der Befragten spielten oft direkte „Gespräche hinter geschlossenen Türen“ eine stärkere Rolle, als rein rationale Entscheidungsgrundlagen.

*“At least in the settings where is a lot of confrontation people can come to agreements on their own [...] behind closed doors. They wouldn't be able to come to an agreement on an objective setting. **The human interactions seem to drive the processes** a lot more than the logic interactions.”
(Consultant, USA)*

*“It seems to me, to set up some objective framework for decision making would be smart. **May be it is a question of how detailed you want to make it.** If it is too detailed it could become more difficult to work through but if it is fairly generalized it seems like it could help channel peoples' decision.”
(Consultant, USA)*

*“It is especially hard for the people who design the scientific and the technical aspects of these DSS to think about integrating the results into a group based decision making process, which is **basically a cognitive and psychological issue.**”
(Mediator, USA)*

Die Chance, bei Konfliktsituationen einen Konsens über eine Projektvariante zu finden, hängt deshalb offenbar primär vom Vertrauensverhältnis der Verhandlungspartner ab und erst in zweiter Linie von einer objektiven Entscheidungslogik. Der Einsatz standardisierter DSS sollte deshalb mit entsprechender Vorsicht und im Bewusstsein der methodischen Grenzen erfolgen.

"I think computer aided decision support tools can be wonderful and they can be exceedingly effective tools. But I have three cautions about computer assisted decision making:

*First of all, **if the people don't agree with the basic premise** of the model or if they don't agree with the assumptions going into the model, it is not going to assist a decision.*

*The other thing is, that some of these models are **so wonderful and so flashy and so terrific** that people look at the flash and the dash and forget to 'peel the onion' on what the data mean. They don't find out how many assumptions have been made or how many particular uncertainty was in the model, because it is so lovely to look at it. Therefore, people don't think to criticize it, they are just overwhelmed looking at it.*

The last caution I have concerns values in the decision making tools. You take personal values and you assign it some sort of value in order to put it into a model. But people get a sense of things that become quantified in the model, that are not in reality.

*I think there is a great problem, when **you are assigning numbers to things, creating this sense that this is all scientific and it all has an inherent truth in it, that it really doesn't have.**"*
(Mediator, USA)

Um die „Qualität der Auswahl von Projektvarianten“ beurteilen zu können, sind deshalb entsprechend der 44 Interviewergebnisse folgende drei Kriterien relevant:

1. *Die Personen*, die im Entscheidungsprozess beteiligt sind (43,5% der Nennungen).
2. *Ablauf und Hilfsmittel* des Entscheidungsprozesses (42% der Nennungen).
3. *Das Vorgehen* zur Ermittlung unterschiedlicher Projektvarianten (14,5 % der Nennungen).

5.5.2 Anforderungen an ideale Auswahl der Projektvarianten

▪ Am Entscheidungsprozess beteiligte Personen

Wie bei der Zielsetzung sollten auch bei der Auswahl unterschiedlicher Projektvarianten unbedingt interdisziplinäre Arbeitsteams zusammenarbeiten. Wichtig ist, dass die Arbeitsgruppen mehrere Expertinnen und Experten umfassen und Entscheide nicht aufgrund von Einzelmeinungen entworfen werden. In konfliktreichen Situationen sollten externe Fachpersonen beigezogen werden, um verschiedene Lösungsvarianten unabhängig beurteilen zu können. Um die fachliche Qualität der Massnahmen zu garantieren, ist es hilfreich, wenn zur Entwicklung von Verbesserungsalternativen „hard core scientists“ beteiligt sind. Diese sollten der Unabhängigkeit wegen aus der Wissenschaft oder aus fachlich spezialisierten Planungs- oder Umweltbüros stammen. Auftraggeber (z.B. Ämter) sollten die Verantwortung zur Entwicklung der Projektvarianten abgeben, sofern sie nicht über die entsprechende Fachausbildung verfügen.

Da „hard core scientists“ allerdings offenbar häufig die Tendenz zeigen, mit der Wissenschaft auch die Wahrheit gepachtet zu haben, empfiehlt es sich nach Ansicht einiger Interviewpartner, den eigentlichen Entscheidungs- und Aushandlungsprozess durch „wissenschaftlich-neutrale“ Personen leiten zu lassen. Wichtig ist, dass diese Personen fähig sind, eine Mediationsrolle zu übernehmen und keine eigenen verfolgen.

*“In my experience scientists get much more personal very berserk, **because they feel they hold truth**. Especially, if the science itself is questioned they can get very, very angry.*

*So, if the objective is to get something done, you often have this interesting tension in dynamic between those who want to make deals and those who want the truth. In this processes it is essential to have good science. But it is also essential to get something done.”
(Mediator, USA)*

In dem Projektstadium, in dem es um die Auswahl von Varianten geht, kann somit die richtige Mischung aus „wissenschaftlich-technisch geschulten“ und „wissenschaftlich neutralen Personen“ zu einem Schlüsselement für den Erfolg werden. „Neutrale“ Personen können professionelle Mediatorinnen oder Mediatoren sein. In vielen Fällen hat es sich aber auch bewährt, wenn Angestellte aus Ämtern mit einer solchen Aufgabe betreut werden. Wichtig ist, dass der Prozess von Personen geleitet wird, die zielgerichtet ein Projekt umsetzen wollen und deren Motivation nicht primär die persönliche wissenschaftliche Forschungsagenda ist.

▪ Auswahl der besten Projektvarianten (Entscheidungsprozess)

Unterschiedliche Revitalisierungsvarianten sollten in erster Linie aufgrund wissenschaftlich-technischer und nicht aufgrund politischer Überlegungen ausgewählt werden. Dennoch müssen diese Lösungen durch alle wichtigen Interessengruppen und die betroffene Bevölkerung mitgetragen werden. Daher ist es v.a. für grössere Projekte wichtig, einen Konsens über die Auswahl und Priorisierung der Massnahmen zu finden.

Diesem Entscheidungsprozess sollte viel Zeit eingeräumt werden, um unterschiedliche Varianten ausführlich zu diskutieren. Nach Angaben aller Befragten haben sich hierzu in erster Linie einfache Rundtischgespräche und Diskussionen mit „Flip Chart, Papier und Bleistift“ bestens bewährt, wobei der Prozess der Vertrauensbildung dabei eine zentrale Rolle spielt. Um die gesteckten Ziele erfolgreich zu erreichen, müssen alle beteiligten Parteien überzeugt sein, dass der Entscheidungsprozess fair verläuft. Ebenso wichtig ist, dass die Diskussionsmitglieder zu jedem Zeitpunkt der Verhandlungen über alle wesentlichen Informationen verfügen und niemand (zufällig oder bewusst) vom Informationsfluss ausgeschlossen wird.

Um technische und finanzielle Zusammenhänge besser zu erläutern, können weitere Hilfsmittel zum Einsatz kommen. Diese sollten dazu dienen, die Vor- und Nachteile der Varianten aufzuzeigen und gegeneinander abzuwägen. Als besonders hilfreich wurden Computer gestützte Visualisierungsprogramme sowie der Einsatz von Einfluss-Wirkungsanalysen (WA) angesehen. Zur Unterstützung des eigentlichen Entscheidungsprozesses haben sich Entscheidungsmatrizen, Nutzwertanalysen (NWA), Kosten-Nutzen-Analysen sowie die oben skizzierten multikriteriellen Methoden in Decision Support Systemen (DSS) als positiv erwiesen.

Wie das repräsentative Zitat unten zeigt sollte jedoch bei allen technischen Hilfsmitteln sehr stark beachtet werden, dass die meisten beteiligten Leute eines Aushandlungsprozesses Schwierigkeiten haben, abstrakte Animationen, komplexe Karten oder computergestützte Modelldarstellungen tatsächlich und auf Anhieb zu verstehen. Um so wichtiger ist die Unterstützung mit einfachen Mitteln wie „Papier und Bleistift“.

“At this time we didn't used a lot of decision support tools, most of it was done on paper. So, people could walk up on the wall with pens and write there, what we are doing. That was very cleverly done.

The role that technology had in this, was to create trust. *When we first started talking about the hydrology, particularly in the big group, I would go to meetings and people would say 'we don't believe in computer models', 'you technical people, you spend hundred of thousands of dollars on studies and it's meaningless, because it never happens like that in nature'. And then, someone got up and said:*

'I stand here, I look out at the river and the river is flowing from right to left, on your picture up there on the wall, it is going from left to right!'

In Mike11 [the computer model], you can just have a switch and it twists the long-section round. So suddenly, on the screen the river was going from left to right and everybody got it. [...] What I hadn't realized at this time was, that if we talk about a long-section of a river, normal people don't understand this. [...].

*Then, we showed some animations of plan-view-flooding of the river through down town in the 1986 flood. **It was superimposed on an areal photograph of the city and we had a clock running in the animation. I can tell you, we must have shown that 20 times in the meeting** and people were watching the clock and saying: 'well, at that time, this is exactly the time, we had to evacuate' and 'that was when we saw the water coming down the road' and 'that was the time, when the bridge went out because the water was flowing across the top of it, but actually it was about 2:15, it wasn't 2 o'clock!'*

***Suddenly, the people had faith in the model** and they said: 'if you can simulate the 86 flood, that we all experienced and we all had to evacuate, we believe in the alternatives that will be modeled'.*

*People have to believe in technical supporting tools."
(Scientist, USA)*

▪ Vorgehen zur Ermittlung unterschiedlicher Projektvarianten

Sofern die praktischen Umstände (Hochwasserschutz, Grundeigentum, Nutzungsrechte etc.) mehrere Projektvarianten erlauben, sollten diese aufgrund einer guten Systemkenntnis sowie aufgrund der Ergebnisse der Voruntersuchungen ermittelt werden. Einfache Typologieansätzen (wie z.B. das Schema von Rosgen, 1994) sind nach Ansicht der Befragten nicht geeignet, um ökologisch relevante Verbesserungsvarianten zu ermitteln. Ebenso wie die Ziele sollten sich auch die Verbesserungsmaßnahmen nicht allein an den Bedürfnissen einzelnen Arten orientieren, sondern der Eigendynamik der Gewässer gerecht werden, oder diese zumindest positiv unterstützen. Alle Projektvarianten müssen auf ihre Machbarkeit überprüft werden, bevor sie öffentlich mit Interessengruppen oder der Bevölkerung diskutiert werden. Es ist daher i.d.R. wenig hilfreich, die Projektvarianten unter Einbezug einer größeren Öffentlichkeit zu entwickeln. Bewährt hat sich hingegen ist die Entwicklung unterschiedlicher „Variantenklassen“, die sich finanziell oder in ihrem Schwerpunkt deutlich unterscheiden. Diese „Variantenvielfalt“ kann z.B. auf Organismen, geomorphologische Prozesse, Grundwassernutzung usw. zielen und so den Entscheidungsprozess hilfreich unterstützen.

5.5.3 Zusammenfassung und Diskussion

Um eine möglichst optimale „Auswahl der Projektvarianten“ zu garantieren, sollten nach den oben dargestellten Interviewergebnissen diejenigen Kriterien und Ausprägungen berücksichtigt werden, die in Tab. 5-4 zusammengefasst sind.

Tab. 5-4: Zusammenfassung der Kennzeichen einer optimalen Auswahl der Projektvarianten.

Kriterien	Ausprägung der Kriterien
Beteiligte Personen	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Entwicklung unterschiedlicher Projektvarianten erfolgt in einem interdisziplinären Expertenteam. ▪ Dieses Team enthält anerkannte Wissenschaftlerinnen oder Wissenschaftler. ▪ Externe Expertinnen oder Experten begutachten die Varianten im Konfliktfall. ▪ Personen, die kein wissenschaftliches Interesse an den Projekten haben, sind für die Leitung der Entscheidungsprozesse verantwortlich.
Vorgehen zur Ermittlung der Projektvarianten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Projektvarianten werden aufgrund eines guten Systemverständnisses sowie aufgrund der Ergebnisse der Voruntersuchungen entwickelt. ▪ Die Projektvarianten arbeiten v.a. mit der Eigendynamik der Gewässer. ▪ Sie sind nicht primär auf die Bedürfnisse einzelner Arten ausgerichtet, sondern konzentrieren sich auf das typische Gewässerökosystem. ▪ Die Projektvarianten wurden einer Machbarkeitsstudie unterzogen, bevor sie einem öffentlichen Gremium vorgestellt werden. ▪ Es wurden mehrere Variantentypen entwickelt, die sich in Bezug auf die Kosten sowie in Bezug auf ihren gewässerökologischen Schwerpunkt unterscheiden.
Auswahl der besten Projektvarianten (Entscheidungsprozess)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Auswahl der besten Projektvarianten erfolgt v.a. aufgrund wissenschaftlicher und nicht primär aufgrund politischer Überlegungen. ▪ Dem Auswahlprozess wird viel Zeit für Information und Diskussion eingeräumt. ▪ Der Auswahlprozess verläuft fair und transparent, so dass alle Beteiligten den gleichen Zugang zu wichtigen Informationen haben. ▪ In komplizierten Fällen unterstützen technische Hilfsmittel den Entscheidungsprozess. Dabei kommen v.a. Modelle zur Visualisierung, Einfluss-Wirkungs-Modelle sowie Kosten-Nutzen-Analysen zu Einsatz. ▪ Decision Support Systems (DSS) werden nur dann eingesetzt, wenn die Komplexität des Projekt dieses verlangt und wenn die Modelle professionell betreut werden. ▪ Die Auswahl der besten Projektvarianten entspricht einem Konsens, den alle wichtigen Interessengruppen sowie die betroffene Bevölkerung gemeinsam tragen können.

Da die Interviewergebnisse v.a. auch den Einsatz technischer Entscheidungsmethoden betonen, werden im folgenden die erwähnten Techniken etwas genauer betrachtet und diskutiert, um so eine bessere Einschätzung der Methoden zu gewinnen. Diese spielen in den letzten Jahren im Rahmen des Fließgewässer Managements und der Fließgewässer Bewertung durchaus eine bedeutende Rolle (z.B. (Huppert & Kantor, 1998; Infraconsult AG, 1999; Ten Brink et al., 2002; US Army Corps of Engineers, 2000) so dass eine kurze Erläuterung der Prinzipien sinnvoll erscheint.

Im Fall der Wirkungsanalyse sind sämtliche Vor- und Nachteile einer Variante qualitativ oder quantitativ beschrieben (z.B. die Konsequenzen

für Hochwasserschutz, Erholung, Ökologie usw.). Es entsteht ein umfassendes Bild der Auswirkungen. Allerdings bleibt es den Interpretierenden überlassen, unterschiedliche Aspekte gegeneinander abzuwägen und zu einer Entscheidung zu kommen. Diese Methode liefert eine leicht verständliche Darstellung der Sachverhalte, bietet aber keine konkrete Entscheidungshilfe.

Nutzwertanalysen (NWA) hingegen transformieren alle Indikatoren eines Systems auf dimensionslose Einheiten (Nutzwerte). Die Auswirkungen einer Variante werden durch eine Aggregation direkt miteinander vergleichbar. Dazu erfolgt zuerst eine Gewichtung der Teilziele des Projekts. Danach werden die Auswirkungen der Projektvarianten auf die einzelnen Teilziele mit Indikatoren abgeschätzt und mit Teilnutzwerten bewertet. Die zu erwartenden Veränderungen beruht auf einer Abschätzung von Expertinnen oder Experten. Diese ermitteln einen Teilnutzwert, den sie auf einer normierten Skala zwischen schlechtester und bester denkbarer Ausprägung abschätzen. Dank der Gewichtungen der Teilziele und den Teilnutzwerten lässt sich ein Gesamtnutzwert einer Alternative bestimmen (Aggregation der Teilnutzwerte zum Gesamtnutzwert). Die Methode scheint eine bequeme Entscheidungsgrundlage zu liefern: wünschenswerte Varianten haben höhere, wenig wünschenswerte Varianten niedrige Gesamtnutzwerte. Allerdings sind die Abschätzungen bei komplexen Systemen wie Fließgewässern mit sehr hohen Unsicherheiten verbunden und die Einzelwerte geben eine äusserst trügerische Sicherheit und müssen auf dem Entstehungshintergrund interpretiert werden. Dies wurde im Laufe der Interviews jedoch nicht in solch deutlicher Form erwähnt.

Bei den sehr häufig erwähnten Kosten-Nutzen-Analysen wird der Gesamtnutzen einer Projektvariante im ersten Schritt wie bei der NWA *quantifiziert* und in einem zweiten Schritt monetarisiert. Dazu müssten die Preise der betrachteten Güter bekannt sein. Da für viele Güter keine Marktpreise existieren (z.B. für das Gut „Natur“) müssen Preise konstruiert werden. Um den Erholungswert einer Landschaft zu erfassen können z.B. Leute befragt werden, wie viel sie für deren Besuch zahlen würden („Willingness to Pay“), oder wie viel ihnen bezahlt werden müsste, damit sie auf Besuche verzichten würden („Willingness to Accept“). Ein anderer Ansatz versucht mittels Reisekosten der Besucher den Wert zu konstruieren („Travelling Cost“). Häufig werden für die Monetarisierung Literaturdaten gebraucht, da der Erhebungsaufwand sehr hoch ist. Monetarisierungen sind grundsätzlich mit grossen Unsicherheiten verbunden und daher nicht immer sinnvoll. Obwohl diese Methode zur Entscheidungsfindung häufig als sehr attraktiv angesehen wird, ist sie in der Praxis aufgrund der Unsicherheiten der Monetarisierung nicht zu empfehlen (Arrow, 1993; Vatn & Bromley, 1995, Joubert et al., 1995, Schönböck et al., 1997).

Im Gegensatz zu obigen Methoden werden bei einer multikriteriellen Analyse die Vorstellungen von Beteiligten (Grundeigentümerinnen, Umweltverbände etc.) differenziert einbezogen. Die Auswirkungen der Projektvarianten auf die Teilziele eines Projekts werden wie bei der NWA von Fachleuten bewertet. Ihre Gewichtungen erfolgt allerdings individuell durch jede Interessengruppe. Bei unterschiedlichen Gewichtungen der verschiedenen Gruppen ergibt sich somit auch eine unterschiedliche Bewertung jeder Gruppe. Der Vorteil der Methode ist

eine differenzierende Sichtweise der Beteiligten, die den Projektverantwortlichen wichtige Hinweise geben kann. Der Nachteil ist ein im Vergleich zu anderen Methoden sehr viel höherer Aufwand. Ausserdem erfordern diese Methoden komplexere Rechenprogramme, die nicht mehr nur mit „Stift und Flipp-Chart“ zu vermitteln sind. Eine erfolgreiche Anwendung dieser Verfahren hängt somit sehr stark von der Einbindung in den gesamten Entscheidungsprozess ab. Dieser ist wie die Interviewpartnerinnen und -partner mehrheitlich unterstrichen v.a. vom Vertrauensverhältnis zwischen den Beteiligten und der kommunikativen Fähigkeit der technisch geschulten Personen abhängig.

5.6 Ergebnisse zur Qualität der Umsetzungsprozesse

5.6.1 Analyse der Ausgangslage

Aspekte, die sich auf die praktische Umsetzung der Revitalisierungsprojekte beziehen, wurden im Rahmen der ersten Interviewserie in insgesamt 27 Textstellen erwähnt. Dabei betonten die befragten Expertinnen und Experten einerseits, wie wichtig ein gutes Zusammenspiel zwischen „Planung und Baustelle“ für das Gelingen der Projekte sei. Andererseits unterstrichen sie aber auch, dass es in der Praxis noch nicht wirklich Standard sei, dass die praktische Umsetzung problemlos und im Sinne der Planung abläuft. Allerdings konnte anhand der Interviews v.a. auf der Ebene der Vollzugsbehörden ein positiver Trend festgestellt werden.

Wie einige der Zitate unten belegen, hat v.a. durch die wachsende persönliche Erfahrung der beteiligten Personen innerhalb der letzten fünf Jahre ein offensichtlicher Wandel stattgefunden. Negative Erfahrungen aus früheren Projekten bewirkten, dass heute immer mehr Projektverantwortliche auch aktiv auf der Baustelle präsent sind und die dortigen Arbeiten direkt und zum Teil sehr intensiv betreuen.

*„Normalerweise gibt es auf der Baustelle einen Ingenieur, der die Bauleitung macht. Wenn der nicht ein sehr gutes ökologisches Verständnis mitbringt, dann nutzen die besten Projektpläne nichts, weil er sie nicht optimal umsetzen kann. **Am Schluss ist das Handwerk vor Ort entscheidend**, wie gut ein Projekt wird.“*
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

*„Am Schluss ist es ganz entscheidend, dass Leute vor Ort dabei sind, die das Projekt kennen und sehr aktiv begleiten. **Es braucht praktisch jemanden, der neben dem Baggerführer steht und sagt: ‚so und so musst du die Sache machen‘.** Das sind natürlich unheimlich zeitintensive Dinge, aber wenn sie nicht berücksichtigt werden, dann macht man einfach irgendetwas auf der Baustelle.“*
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

*“There is a restoration project that was build and **they created this perfectly symmetrical meander channel and it washed out almost immediately.** And then they were standing on the bridge and the bulldozer operator said: ‘It was so beautiful. We had this perfectly symmetrical channel, it was so beautiful’.*
(Scientist, USA)

„Mir nutzt die beste Planung nichts, wenn die Dinge am Schluss nicht optimal umgesetzt werden.
In diesem Zusammenhang haben wir die Erfahrung gemacht, dass die Projekte viel besser laufen, wenn wir jemanden von unseren Leuten sehr intensiv und über die ganze Zeit dabei haben.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

Ein weiter Aspekt, der im Zusammenhang mit der praktischen Umsetzung auftauchte, betrifft die Rolle der verantwortlichen Behörden. Inter-santerweise tauchte in mehreren Interviews immer wieder ein Argument auf, das als Ursache für mögliche Konfliktpunkte angeführt wurde, ohne dass eine konkrete Frage im Leitfaden darauf hinwies. Dabei ging es um die Bedeutung der „lokalen Behörden“ und ihrer Verantwortlichkeit. Wie die zwei Zitate unten zeigen, besteht offenbar ein grundsätzliches Bedürfnis, dass selbst bei grossen und national geförderten oder initiierten Projekten eine lokale Vertretung die Verantwortung übernimmt. Übergeordneten Stellen („die aus Bern“ bzw. „die aus Washington“) wird weniger Glaubwürdigkeit zugeschrieben. Dieser Aspekt ist unter dem Aspekt „Informationsfluss und die Zusammenarbeit“ detaillierter dargestellt.

*“Well, I think some of [the problems] may be created because there is a sort of a **‘cowboy mentality’** in the United States, this means a distrust in government or the Federal.”*
(Scientist, USA)

„... ,der Kanton‘ oder ,die aus Bern‘ werden oft zunächst mit sehr grossem Misstrauen betrachtet oder abgelehnt.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

Ein letzter Gesichtspunkt, der die aktive Umsetzung der Projekte unterstützen kann, betrifft die Organisation und Struktur der Projekte. Wie das Zitat unten exemplarisch zeigt, ging es dabei v.a. um die Verantwortlichkeiten der Bauherrschaft und der Projektleitung.

„Die beste Voraussetzung, um die Stolpersteine zu umgehen, ist eine gute Organisation und eine **klare Trennung zwischen Bauherrschaft und Projektleitung**. D.h. es braucht eine gute Trennung zwischen tatsächlichen Ausführungsarbeiten und Projektleitung.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

Entsprechend der Interviewergebnisse spielen somit folgende drei Schlüsselkriterien eine wichtige Rolle, um einen „idealen Umsetzungsprozess“ zu unterstützen:

1. Die *Betreuung vor Ort* (d.h. die fachliche Ausbildung der Leute auf der Baustelle) sowie die Kommunikation mit allen lokal Beteiligten (45% der Nennungen)
2. Die *Organisation der Projekte* (35% der Nennungen)
3. Der *Informationsfluss und die Zusammenarbeit* unterschiedlicher Fachstellen und Ämter (19% der Nennungen)

5.6.2 Anforderungen zur Optimierung der Umsetzungsprozesse

▪ **Betreuung vor Ort**

Um den Gesamterfolg eines Revitalisierungsprojektes zu garantieren, ist nach Ansicht der Befragten die fachliche Betreuung der Baustelle von zentraler Bedeutung. Da dieser Aspekt bei frühen Projekten in seiner zeitlichen und fachlichen Dimension häufig unterschätzt wurde, verliefen einige dieser Projekte eher unbefriedigend. Eine gute Betreuung vor Ort erfordert nach Ansicht der Befragten

- (a) eine fundierte ökologische Aufklärung der ausführenden Personen (Bauleitung, Baggerführer usw.),
- (b) eine gute Kommunikationskultur mit allen praktisch Beteiligten (Arbeiter, Politiker, Grundeigentümer usw.) sowie
- (c) sehr viel Zeit und persönlichen Einsatz der Planenden bzw. der Projektleitung.

Die Aufklärungsarbeit der Personen vor Ort sollte mit einfachen und möglichst bildunterstützten Mitteln erfolgen („Fotos sprechen eine deutlichere Sprache als Pläne“). Ebenso kann es hilfreich sein, mit den beteiligten Personen Exkursionen zu natürlichen Referenzgewässern und/oder positiven Revitalisierungsbeispielen zu unternehmen. Eine falsche Umsetzung sollte möglichst rasch erkannt werden und erfordert eine intensive zeitliche Betreuung vor Ort, die je nach Projekt und Bau-phase mit 2-3 mal pro Woche angegeben wurde.

Durch die persönlichen Kontakte sollte eine direkte und „ehrliche“ Kommunikationskultur etabliert werden. Diese sollte es ermöglichen, dass schnell und offen zwischen den Beteiligten über den Bauverlauf berichtet wird, selbst wenn es während der Implementierung zu Fehlschlägen kommt oder wenn unerwartete Ereignisse (wie Hochwasser)

den Projektverlauf deutlich verändern oder verlangsamen. Dies mag nach Ansicht der Befragten zwar trivial klingen, erwies sich in der Praxis in einigen Fällen aber leider als sehr aufwändig.

▪ **Organisation der Projekte**

Die Projekte sollten so organisiert sein, dass Bauherrschaft und Projektleitung auf jeden Fall getrennt sind.

Projekte, in denen die ausführenden Arbeiten durch die Projektleitung wahrgenommen wurden, verliefen entsprechend der Erfahrung einiger Gesprächspartner nicht sehr befriedigend. Hingegen ist es sehr hilfreich, wenn sich während der gesamten Bauphase eine „Austauschplattform Bau“ konstituiert. Diese sollte sich aus den Planungsverantwortlichen, den leitenden Ingenieurinnen oder Ingenieuren, politisch verantwortlichen Gemeindemitglieder sowie den wichtigsten Repräsentanten der unmittelbar betroffenen Interessengruppen (z.B. Grundeigentümer/innen) zusammensetzen. In manchen Fällen kann es sinnvoll sein, Umweltverbände zu integrieren. Wichtig ist, dass diese Plattform klein bleibt und während der gesamten Bauzeit regelmässige Treffen stattfinden. Da in der aktiven Bauphase häufig Ausführungsänderungen notwendig werden, sollte die Gruppe kurzfristige Entscheidungen vor Ort fällen können, ohne dass sich ein Teil der Interessenvertretungen ausgeschlossen fühlt. In Projektphasen, in denen es keine wichtigen „ad hoc“ Entscheide zu fällen gibt, sollte die Plattform einen allgemeinen Informationsaustausch zum Stand der Arbeiten pflegen. Nach Ansicht eines Gesprächspartners war selbst das „einfach-nur-zusammensitzen“ wichtig, um während der unterschiedlichen Projektphasen „den Puls der anderen zu spüren.“

▪ **Informationsfluss und Zusammenarbeit der verantwortlichen Stellen**

In mehreren Interviews tauchte ein Thema auf, das unter dem Begriff „generelles Misstrauen gegen die von oben“ zusammengefasst werden kann. Unabhängig vom nationalen Kontext oder der Projektgrösse scheint die Ablehnung der Entscheide „derer vom Kanton“, „derer aus Bern“ oder „derer aus Washington“ ein verbreitetes Phänomen zu sein. Um die Akzeptanz der Projekte vor Ort zu erhöhen, sollten wichtige Verhandlungen durch lokale Repräsentantinnen oder Repräsentanten koordiniert und geleitet werden. Dies können sowohl Personen aus lokalen Behörden sein oder aber Personen, die sich in Bürgerinitiativen, Interessengruppen oder in Verbänden aktiv für das Projekt engagieren. Durch die Einbindung dieser „Vermittlungspersonen“ kann einerseits das Vertrauen in das Projekt erhöht werden. Andererseits kann der Einbezug lokaler Interessengruppen die Massnahmen durch zusätzliche Aktivitäten unterstützen (z.B. durch die Übernahme von Pflegemassnahmen, einfaches Monitoring usw.).

Neben einem guten Informationsfluss zwischen überregionalen und lokalen Stellen ist auch der Austausch zwischen den Fachstellen auf gleicher Verwaltungsebene wichtig. Dabei spielt in der Schweiz v.a. eine gute Zusammenarbeit zwischen den Fachstellen der Fischerei, des Natur- und Landschaftsschutzes und denen des Wasserbaus eine be-

deutende Rolle. Nach Angaben aller Befragten hat im Bereich des Wasserbaus das Interesse an ökologischen Fragestellungen in den vergangenen Jahren stark zugenommen. Die daraus gewachsene Kooperationsbereitschaft führte nach Ansicht der meisten Befragten zu einer ausgesprochen positiven Entwicklung. Einige der Fachleute sehen hierin gar einen der entscheidenden Faktoren für erfolgreiche Revitalisierungsarbeiten. Ihrer Ansicht nach kann ein schlechter „Draht“ zum Wasserbau gute Revitalisierungsprojekte nach wie vor vollständig zum Scheitern bringen. Um den Erfolg der Projekte zusätzlich zu erhöhen wäre in vielen Fällen v.a. in der Umsetzungsphase ein guter Austausch mit den landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Fachstellen hilfreich. Im Idealfall sollte eine interdisziplinäre Begleitgruppe initiiert werden, die sich regelmässig trifft und über die Baufortschritte informiert ist.

Ein letzter Aspekt, der den Themenbereich „Informationsfluss und die Zusammenarbeit“ betrifft, bezieht sich auf die Zusammenarbeit zwischen Büros und den Auftrag gebenden Ämtern.

*“Often they [the agencies] go strait to the implementation of the measures, this is very typical. They say ‘oh let’s do river restoration, we know what we want it is so let’s go strait to the implementation’. Normally, the client defines what the goal is and afterwards they hire a consultant basically to justify what they have already decided, that needs to be done.”
(Consultant, USA)*

Wie das Zitat oben exemplarisch zeigt, sollten die ausführenden Auftragnehmer nicht erst kurz vor der Implementierung in den Revitalisierungsprozess eingebunden werden, sondern bereits während der gesamten Planungsphase integriert sein. Dies v.a. auch deshalb, um so eine möglichst reibungsfreie Umsetzung zu gewährleisten. Leider ist diese Praxis nach Ansicht einiger Interviewpartnerinnen und -partner noch nicht immer selbstverständlich.

5.6.3 Zusammenfassung und Diskussion

Um eine möglichst optimale „Umsetzung der Projekte“ zu garantieren, sollten nach den oben dargestellten Interviewergebnissen diejenigen Kriterien und Ausprägungen berücksichtigt werden, die in Tab. 5-5 zusammengefasst sind. Die Analyse dieser Ergebnisse ist aus folgendem Grund ausgesprochen interessant. Der Aspekt der praktischen Umsetzung, also das, was der „Bagger im Bach tatsächlich macht“, spielt nach Ansicht der befragten Leute aus der Praxis eine entscheidende Rolle, für ein erfolgreiches oder weniger erfolgreiches Projekt.

Sieht man sich hingegen die Zitate der befragten Wissenschaftler sowie die aktuelle wissenschaftliche Diskussion zum Thema „restoration ecology“ oder „ecological restoration“ an (z.B. Allen et al., 1997; Hobbs & Harris, 2001; Lake, 2001; Lake et al., 2002; Palmer et al., 1997; Van Diggelen et al., 2001), so tauchen zwar praktische Aspekte wie die richtige Indikatorwahl, eine saubere Zielsetzung, die Auswahl geeigneter Referenzgewässer, die Gewichtung unterschiedlicher Interessen und ähnliches auf. Ebenso erkennen die Autorinnen und Autoren, dass

die Diskrepanz zwischen der eher Grundlagen orientierten und der eher angewandten Forschung offenbar zu Schwierigkeiten bei der Realisierung der Projekte führen könnte. Die Themen „ökologische Ausbildung auf Baustelle“, „praktische Zusammenarbeit der Ämter und Fachstellen“ oder die „Überwindung kultureller Schwierigkeiten zwischen Forschung und Praxis“ scheinen jedoch mit wenigen Ausnahmen noch kein publikationswürdiges Thema zu sein (Hart, 2002; Lavendel, 2002). Einzig im Artikel von Lavendel (2002) wird die Problematik der grossen Diskrepanz zwischen der Wissenschaft auf der einen Seite und dem Revitalisierungsgeschäft („the business of ecological restoration“) auf der anderen Seite thematisiert. So haben sich beispielsweise im Zeitraum von 1997 bis 2002 die Suchergebnisse im Internet verzehnfacht, die unter „wetland rehabilitation consulting services“ zu finden sind (vor fünf Jahren waren es rund 1500 Web Seiten, die ein solches Angebot offerierten). Da die Ausbildung der jeweiligen Firmen jedoch von sehr unterschiedlicher Qualität ist, unterstricht Lavendel (2002) den Mangel an qualifizierter Ausbildung, klaren Standards oder Handbüchern. Insbesondere in dem rasant wachsenden und kompetitiven Renaturierungsmarkt könnte dies dazu führen, dass diejenigen Firmen den Zuschlag bekommen, die weniger ökologisch, dafür aber günstiger arbeiten. Bei keiner anderen Prozessvariablen klafften die Ansichten der „Praktiker“ und die der „Theoretiker“ daher so weit auseinander, wie genau an der Schnittstelle zwischen Planung und praktischer Umsetzung.

Tab. 5-5: Zusammenfassung der Kennzeichen einer optimalen Umsetzung.

Kriterien	Ausprägung der Kriterien
Betreuung vor Ort	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Personen, die auf der Baustelle arbeiten (Bauleitung, Baggerführer etc.) wurden über die ökologisch wichtigen Aspekte der Revitalisierung aufgeklärt. ▪ Anhand von Fotos, Computersimulationen oder Exkursionen erhielten sie einen optischen Eindruck, wie bestimmte Abschnitte des revitalisierten Gewässers zu gestalten sind. ▪ Die Entwicklung der Bauarbeiten wird regelmässig und persönlich durch Projektverantwortliche und/oder Planende begleitet, so dass Missverständnisse schnell geklärt und evtl. Fehler früh erkannt werden können. ▪ Die Kommunikationskultur auf der Baustelle ist offen und ehrlich, selbst wenn es während der Umsetzung zu Rückschlägen oder Fehlentwicklungen kommt.
Organisation der Projekte	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bauherrschaft und Projektleitung sind klar getrennt. ▪ Es existiert eine „Austauschplattform Bau“, die sich regelmässig trifft und die wichtigsten Interessenvertreter über den Verlauf der Bauarbeiten informiert.
Informationsfluss und Zusammenarbeit	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Zusammenarbeit zwischen übergeordneten und lokalen Behörden funktioniert konfliktfrei. ▪ Lokale Personen koordinieren die Durchführung der Arbeiten und sind für ihre Qualität verantwortlich. ▪ Alle Fachstellen, die für Umsetzung des Projektes wichtig sind (Fischerei, Forst, Landwirtschaft, Natur- und Landschaftsschutz, Wasserbau) stehen in einem regelmässigen Austausch oder treffen sich u.U. in einer eigenen Planungsgruppe. ▪ Planungsbüros, die mit den Revitalisierungen beauftragt wurden, sind bereits von Beginn der Planungsphase dabei und werden nicht erst kurz vor der Implementierung beigezogen.

Die Ergebnisse dieser Interviewauswertung legen damit folgendes nahe. Um zukünftige Projekte zu verbessern, sollte v.a. die wissenschaftliche Seite lernen, Revitalisierungsprojekte nicht mehr nur „wissenschaftliches Beigemüse“ zu betrachten. Vielmehr könnten und sollten die Projekte als ernsthafte Chance genutzt werden, um z.B. Gewässerökosysteme in ihrer grundlegenden Funktion besser verstehen zu können, um Endpunkte für einen guten Zustand zu definieren oder um die häufig nur hypothetisch entwickelten Theorien der Grundlagenforschung in der realen Welt der Gewässer zu testen (Hart, 2002; Lake, 2001; Palmer et al., 1997). Leider scheint dieser Link zwischen Praxis und Wissenschaft noch in vielen Fällen eher Wunschdenken als Realität zu sein. Auf der Suche nach Schlüsselementen für erfolgreiche oder weniger erfolgreiche Revitalisierungsprojekte kristallisierten sich daher drei Bereiche heraus, die Auskunft darüber geben können, weshalb der Graben zwischen Wissenschaft und Praxis im Bereich der Revitalisierungen nach wie vor eher die Dimension einer Gletscherspalte annimmt, als die eines kleinen Schlaglochs. Diese können mit den Schlagworten (1) „Verantwortung“, (2) „Kultur“ und (3) „Lorbeeren“ umrissen werden.

Wie die Zitate unten exemplarisch zeigen bedeutet dies konkret, dass (1.) die wissenschaftliche Seite nach Ansicht der Praxis noch immer zu wenig Verantwortung übernimmt, wenn es darum geht, klare Entscheidungen zu treffen und Projekte in der Realität umzusetzen. (2.) sind die gegenseitigen kulturellen Missverständnisse und ihre entsprechenden Vorurteile noch immer sehr hinderlich, wenn es darum geht, eine gemeinsame Kommunikationskultur zu entwickeln und (3.) scheint die fehlende Anerkennung innerhalb der wissenschaftlichen Gemeinschaft ein zentraler Grund zu sein, weshalb sich nur wenige gut ausgebildete Wissenschaftler/innen in den angewandten Bereich der Forschung begeben. Diese Ansicht wurde sowohl von Seiten der Wissenschaft als auch von Seiten der Praxis vertreten.

In dem Zusammenhang könnten neue Ansätze wie das „Rhone-Thur-Projekt“, das zur Zeit als interdisziplinäres Forschungsprojekt an der EAWAG läuft, eine Vorreiterrolle einnehmen, um die zukünftige Zusammenarbeit zwischen Forschung und Praxis zu verbessern (EAWAG, 2002). Ausserdem wäre es sinnvoll, wenn die wissenschaftliche Seite ein „egoistisches Interesse“ an Revitalisierungen entwickeln könnte, um die Projekte als „Freilandlabor“ zu nutzen und um so beispielsweise unterschiedliche Baumassnahmen oder eine veränderte Betriebsführung wissenschaftlich zu begleiten. Es bleibt dabei allerdings zu hoffen, dass der Informationsfluss, nicht an den Türen der Hörsäle oder Büros versickert, sondern bis auf die Baustellen weitergeleitet wird.

	Wissenschaft	Praxis
Verantwortung	<p>“My case has been involvement in a couple of restoration projects just more in terms of providing background or providing ideas. But mostly my role has been more the role of an observer.”</p>	<p>“There is a difference between the scientific view and the management view of what you should do with a certain problem. Management draws on science but has to make decisions in the face of uncertainty. Whereas science does not have to take responsibility. Engineers are trained to use science to make pragmatic decisions to achieve the pre-decided goals. Particularly in river restoration, where you are dealing with a lot of ecological uncertainties, it is so easy when you get a bunch of professors involved to emphasize the uncertainty not what you know, but what you don't know. This is the best justification for doing nothing. The consequences of doing nothing is continuing the theorization.”</p>
Kultur	<p>“The problem is in the culture of the governmental agency. This culture is very different from the academic culture. Within the academic culture, if you present a paper and no one argues you feel that it's a failure because no one is engaged. But in the agency culture, if you criticize something then it's taken very personally. They don't do that. So I think it can be part of a fear of something going wrong that they don't want anyone to see this, they want to hide it. They never talk about their failures, they are always selling their next thing.”</p>	<p>“Many scientists get very upset, when you just ask them: ‘please, tell me a little bit more about the assumptions going into your model’ or ‘how did you come up with this and can you help me understand it’ or ‘have you thought about talking with Joe Shmoe, who has fished in the river for the last 50 years, and does it really get up to the bank-level that your model says it should?’ Scientists can get very upset, because they think they hold truth and they often don't recognize their own ‘cultural biocoenosis’ as their driving force.”</p>
Lorbeeren	<p>“The field of geo-morphology was very academic and most geo-morphologists were not interested in something so far away from academics. So there was a real vacuum in the field. The academic side was much more theoretical and it was not meeting the demand from the managers.”</p>	<p>„Unsere Hoffnung hat sich nicht erfüllt, dass sich die Wissenschaft und die Universitäten auf dieses Thema stürzen würden und sagen würden: ‚das ist so interessant, hier machen wir auch ohne einen Auftrag Untersuchungen‘. Es scheint für die Wissenschaft nicht interessant zu sein. Die Leute können mit dem Gewässerschutz keinen Nobelpreis gewinnen.”</p>

5.7 Ergebnisse zur Qualität der adaptiven Projektsteuerung (ökologisches Monitoring, Erfolgskontrolle und adaptive Nachbesserungen)

5.7.1 Analyse der Ausgangslage

Da Monitoring und Erfolgskontrolle keine identischen Untersuchungen bezeichnen, dürfen die Begriffe auch nicht synonym verwendet werden. Die Unterscheidung der beiden Bezeichnungen erfolgte im Rahmen dieser Arbeit entsprechend der folgenden Definitionen: Monitoring beschreibt die *regelmässige Beobachtung* bestimmter Daten über einen längeren Zeitraum. Dies können Dauermessreihen sein (z.B. Daten zur Wasserqualität oder Temperatur) oder aber auch Einzeluntersuchungen, die periodisch in grösseren Zeitabständen erhoben werden (z.B. Populationsdaten über bestimmte Fischarten). Im Gegensatz zu einer Erfolgskontrolle steht die Dauerbeobachtung nicht in direktem Zusammenhang mit der Umsetzung einer Massnahme. Monitoring zielt auf die Zustandsanalyse des Ökosystems und die Dokumentation der Veränderungen. „Erfolgskontrollen“ zielen auf die Analyse der Revitalisierungsmassnahmen und ihrer Auswirkungen. Sie können ggf. die Grundlagen für eine spätere adaptive Anpassung der Massnahmen sein und sollten bereits während der ersten Bauphasen durchgeführt werden. Nur dann ist eine Anpassung der Ziele bzw. eine veränderte Implementierung möglich, sofern Schwierigkeiten auftreten.

Mit insgesamt 92 Textstellen tauchte die „adaptive Projektsteuerung“ (mit den Themen Monitoring, Erfolgskontrolle oder adaptive Nachjustierung der Massnahmen) am zweit häufigsten in den Gesprächen der ersten Interviewserie auf. Dabei zeigte sich, dass fehlende oder mangelhafte ökologische Begleit- und Nachuntersuchungen in den letzten Jahren immer häufiger als problematisch wahrgenommen werden. Eine positive Entwicklung ist v.a. auf Seiten der Ämter zu beobachten. Diese sind nach Einschätzung der Befragten heute für das Thema wesentlich mehr sensibilisiert als etwa vor fünf bis zehn Jahren. Ebenso scheint die Zahl der Projekte zu steigen, die „freiwillig“, d.h. behördlichen Auftrag Monitoringprogramme durchführen. Diese positive Entwicklung im Einzelfall darf nach Ansicht der Befragten allerdings nicht darüber hinweg täuschen, dass bei den Themen „ökologisches Monitoring, Erfolgskontrolle oder adaptives Management“ nach wie vor grosse Defizite bestehen. Wie die repräsentativen Zitate der nachfolgenden Kapitel zeigen, hängt ein ideales Programm der adaptiven Projektsteuerung nach Ansicht der Interviewpartnerinnen und -partner im Wesentlichen von folgenden fünf Schlüsselementen ab:

1. von der Verfügbarkeit *geeigneter Untersuchungskonzepte* und *Arbeitshilfen* (38% der Nennungen)
2. vom *finanziellen Budget*, das explizit für Begleit- und Nachuntersuchungen zur Verfügung steht (25% der Nennungen),
3. von der *Darstellung der Ergebnisse* des Monitorings und der Erfolgskontrolle (14% der Nennungen,
4. vom *Zeithorizont* des adaptiven Managements werden (12% der Nennungen),
5. von den durchführenden und *koordinierenden Stellen*, die für das Monitoring und für Erfolgskontrollen verantwortlich sind (11% der Nennungen).

5.7.2 Anforderungen zur Optimierung der Begleituntersuchungen

▪ Geeignete Untersuchungskonzepte und Arbeitshilfen

Nach Ansicht der Interviewpartnerinnen und -partner sollten die Programme zu Monitoring- und Erfolgskontrolle der Projekte relativ einfach konzipiert sein und spezifisch auf die Voruntersuchungen abgestimmt werden. Die Projekte sollten ausserdem auf jeden Fall ein Raster enthalten, das eine sinnvolle räumliche Auswahl der Untersuchungsstellen ermöglicht und unbeeinflusste Referenzstrecken ermöglicht. Dabei ist wichtig, dass Monitoring und Erfolgskontrolle in erster Linie dem Management und nicht primär einem wissenschaftlichen Erkenntnisgewinn dienen sollten. Um die Vergleichbarkeit der Projekte untereinander zu gewährleisten, wäre es wünschenswert, wenn alle Untersuchungen nach einem einheitlichen Konzept durchgeführt werden. Ebenso wünschenswert wäre nach Ansicht der Befragten, dass diese Erhebungen ähnlich selbstverständlich wie z.B. wasserbauliche Nachuntersuchungen durchgeführt würden. Die dazu notwendigen Arbeitshilfen sollten durch eine einheitliche (ggf. nationale) Koordinationsstelle erarbeitet und zur Verfügung gestellt werden.

*„Am Anfang dachten wir, wir müssten die Erfolgskontrollen ganz intensiv durchführen. Ich hatte danach einen riesigen Stoss von Dokumenten auf meinem Schreibtisch, in dem Biologen - und jeder auf seine Art - riesige Studien machten: Über alles, über Makroinvertebraten, mit allen Taxa und mit allen Tabellen. Das war relativ schwierig zu lesen. **Da habe ich plötzlich gemerkt, ich kann das gar nicht verstehen, das kommt bei mir nicht an.** Ausserdem kann ich die wissenschaftlichen Bücher auch nicht übertragen. Wir haben danach die ‚Erfolgskontrolle nach wissenschaftlichen Grundlagen‘ ziemlich schnell aufgegeben.“*
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

“You don’t have to measure every fish and every plant but some integrative measures like carbon flux or nutrient loss or something that is easy to measure and that will tell you, the system is working.”
(Scientist, USA)

*“It is extremely important to provide **simple monitoring protocols and very simple indicators in very simple straight forward ways, that people can understand.** Now, most protocols are generated out of the academic community and by biologists. But I emphasize, it is so much simpler to measure physical indicators and habitat. Then you have to make believe the faith, that habitat is providing populations’ requirements. If you feel comfortable in doing that - and most ecologists are - you are on the right way.”*
(Consultant, USA)

Aus pragmatischen Überlegungen sollten die Untersuchungen auch nicht „alles denkbare“ umfassen, sondern eine am Projekt angepasste und flexible Auswahl an Indikatoren berücksichtigen. Sie sollten sich im Idealfall auf wenige obligatorische Schwerpunktthemen konzentrieren und flexibel durch optionale und am Projekt angepasste Untersuchungen ergänzt werden. Dies würde wiederum entweder für einen repräsentativen Bewertungsansatz sprechen (vgl. Kap. 2.2) oder aber für eine einfache Form eines multiplen ökologischen Bewertungsverfahrens (vgl. Kap. 2.3). Wie auch bei den Voruntersuchungen ist es wichtig, dass die Indikatorenwahl wissenschaftlich begründet ist, aber in der Durchführung pragmatisch bleibt (vgl. Kap. 5.4). Deshalb hat sich eine Mehrzahl der Befragten für einen Habitat bezogenen Ansatz ausgesprochen (Driving-Force-Ansatz, vgl. Kap. 2.2.1). Dieser sollte die Auswertung abiotischer Faktoren (wie Morphologie und Hydrologie) in den Vordergrund stellen. Ebenso einheitlich scheint die Integration „emotional ansprechender“ Indikatoren akzeptiert zu sein, was die Integration einzelner Flaggschiff Indikatoren (Kap. 2.2.2) nahe legt. In einigen Interviews wurden dabei explizit die Fische genannt, die für einen grossen Teil der Bevölkerung eine wichtige Rolle spielen und einen direkten persönlichen Bezugspunkt bilden. Ebenso plädierte die Mehrzahl der Befragten explizit für die Auswertung von Bildmaterial (Fotos, Luftbilder etc.). Eine einfache und bildliche Darstellung der Situation sollte deshalb überall zur obligatorischen Erhebung gehören.

Insgesamt müsste sowohl das Monitoring als auch die Erfolgskontrolle so konzipiert sein, dass sie zumindest teilweise als Bildungsinstrument für die betroffene Bevölkerung sowie als PR Mittel für zukünftige Projekte dienen können.

*„Was bei der Bevölkerung und bei
den Fachleuten gut ankommt ist,
wenn man sagen kann,
es gibt wieder mehr Bachforellen
oder mehr Nasen oder
man hat sogar festgestellt,
es hat sogar wieder Strömer,
dann ist es für alle besonders gut.*

**Das liegt einfach an der Beziehung der
Leute, die sie zu den Fischen haben.“**
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

▪ Das finanzielle Budget

Um ein vorbildliche adaptive Projektsteuerung (Monitoring, Erfolgskontrolle und ggf. adaptive Nachbesserung der Massnahmen) durchführen zu können, muss der entsprechende Budgetanteil bereits in der Projektplanung bekannt sein. Die Projekte sollten im Idealfall nur dann genehmigt werden, wenn dieser Posten explizit ausgewiesen ist und Untersuchungen über einen längeren Zeitraum sichergestellt sind. Dies sollte auch potenzielle Nachbesserungen einschliessen und gewährleisten, dass Arbeiten auch dann ausgeführt werden können, wenn eine Erfolgskontrolle erst in einiger Zeit ergibt, dass die ursprüngliche Massnahme zu keiner ökologischen Verbesserung führte. Um pragmatisch

arbeiten zu können, sind hierfür nach Ansicht der Befragten sinnvollerweise etwa 5% bis 10% der Projektsumme einzuplanen. Damit unterschiedliche Synergien bestmöglich genutzt werden können, ist eine enge praktische Zusammenarbeit zwischen Fachstellen (z.B. Wasserbau, Landschaftsplanung, Fischerei) und Forschungsstellen (Universitäten, Institute) anzustreben. Diese kann in vielen Fällen durch freiwillige Arbeiten der betroffenen Bevölkerung unterstützt werden.

*“...in general monitoring costs are very low. If you take all the money that has been spend on restoration versus studies it is certain **less than 10% for the studies.**”*
(Scientist, USA)

*„Ich empfehle immer bereits im Kostenvoranschlag eine Reserve einzuplanen. Man sollte bei 8 Mio. Ausbausumme z.B. ganz klar 1 Mio. für evtl. Nachbesserung reservieren oder für die Begleitung des Bachs, d.h. für die wasserbauliche, hydraulische Begleitung des Bachs. **Für die biologische und ökologische Begleitung sind wir allerdings zu wenig stark und machen zu wenig Druck**, damit auch noch ein biologisches und landschaftliches Monitoring stattfinden soll.“*
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

*“Monitoring is not expensive. **Only 10% or even 5% is enough**, especially if you have a local stakeholder group involved and if you can get local volunteers to do the monitoring.”*
(Consultant, USA)

▪ Darstellung der Ergebnisse

Damit die Ergebnisse der adaptiven Projektsteuerung einen möglichst hohen Lerneffekt für laufende oder nachfolgende Projekte erfüllen können, ist es nach Ansicht der Befragten von zentraler Bedeutung, dass die Ergebnisse der Untersuchungen offen und ehrlich dargestellt und kommuniziert werden. Dies erfordert bei einigen Behörden offenbar eine Neudefinition des Begriffs „Misserfolg“. Selbst wenn einzelne Untersuchungen der Erfolgskontrolle aufdecken, dass die ursprüngliche Ziele in der geplanten Form nicht erreicht werden konnten, so kann dies dennoch im Sinne eines adaptiven Managements als Erfolg gewertet werden. Unter Umständen bestehen im laufenden Projekt Möglichkeiten, um die Ziele oder die Implementierung zukünftiger Projektphasen entsprechend anzupassen oder gemachte Fehler im Nachhinein zu justieren. Auf jeden Fall sollten die gewonnenen Erkenntnisse dazu dienen, die Qualität zukünftiger Projekte allgemein zu verbessern („feedback learning curve“). Zur Unterstützung des adaptiven Managements sollten die Daten zudem so aufbereitet und zusammengefasst sein, dass sie in einer allgemeinen Datenbank abgelegt für ähnliche Projekte gebraucht werden können.

Um die Qualität der Projekte zu steigern, ist es hilfreich, die Ergebnisse in einer einfachen und klaren Sprache zu publizieren. Die Resultate der Erfolgskontrolle sollten nicht nur für Fachleute der eigenen Disziplin verständlich sein, sondern in fächerübergreifenden Teams zu einem „interdisziplinären Verständnis“ beitragen können.

*„Unser Wasserbauer war jemand der sagte, wir müssen versuchen, den Leuten mit den realisierten Projekten zu zeigen, dass Revitalisierungen etwas Gutes sind. Wenn wir sagen können schaut: ‚wir haben das und das gemacht und das hat etwas gebracht, weil der Fischbestand zugenommen hat, die landschaftliche Situation besser wurde und auch die wasserbauliche Seite wird besser‘, dann ist das eigentlich das beste Mittel, um die Leute von der Sache zu überzeugen. **Du kannst mit 100 Broschüren weniger erreichen, als wenn du ganz konkrete Beispiele vorbringen kannst, die zeigen, was wir im Kanton schon umgesetzt haben und was wir erreicht haben.** Das ist das, was bei den Leuten wirkt.“*
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

▪ Der Zeithorizont des adaptiven Managements

Idealer weise beginnen die Begleituntersuchungen mit der Implementierung einer Massnahme und ermöglichen damit einen iterativen Planungsprozess. Die Konzepte und Arbeitshilfen der Untersuchungen sollten auf ökologische Reaktionszeiten ausgerichtet sein und nicht mit der Fertigstellung der Bauarbeiten beendet werden. Grundsätzlich erachten die meisten der befragten Expertinnen und Experten ein Untersuchungszeitraum in der Grössenordnung zwischen 6-10 Jahren als sinnvoll. Wichtig ist es ihrer Ansicht nach, einen engeren Untersuchungsrythmus in den ersten Jahren während und nach der Implementierung durchzuführen (bis etwa 3 Jahre nach Fertigstellung der Baumassnahmen). Danach reicht es in den meisten Fällen die Untersuchungen ereignisorientiert durchzuführen, d.h. nach grossen Hochwassern, sehr trockenen Jahren usw.

▪ Durchführende und koordinierende Stellen der Nachuntersuchungen

Nach Ansicht der Befragten spielen „offene“ Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler bzw. Expertinnen oder Experten aus Ämtern, Büros usw. eine sehr wichtige Rolle, um die Qualität des Monitorings und der Erfolgskontrollen zu gewährleisten. Ihrer Meinung nach ist es notwendig, dass die Untersuchungen auf einer fachlich qualifizierten Basis durchgeführt werden bzw. dass sie unter fachlicher Anleitung stattfinden, sofern die Untersuchungen durch Freiwillige durchgeführt werden. Grundsätzlich ist es wichtig, dass die Personen, die die Erhebungen durchführen, nicht nur über geeignete Fachkompetenz sondern auch über kommunikative Fähigkeiten verfügen, um die Ergebnisse über die eigenen fachlichen Grenzen vermitteln zu können. Nach Ansicht einiger Befragten wäre in vielen Fällen eine enge Zusammenarbeit mit Hoch-

schulen oder wissenschaftlichen Instituten wünschenswert, insbesondere wenn es um komplexere Zusammenhänge (z.B. geomorphologische Untersuchungen) geht.

Sofern vorhanden, sollten möglichst viele Elemente der adaptiven Projektsteuerung (Monitoring, Erfolgskontrolle und ggf. adaptives Nachbessern der Massnahmen) in laufende staatliche Programm integriert werden und von dort aus auch koordiniert werden (z.B. nationales Monitoring des Geschiebehaushalts oder der Wasserqualität). Um ein bestmögliches institutionelles Gedächtnis zu gewährleisten, wäre es hilfreich, wenn alle Untersuchungen an einer nationalen Stelle koordiniert und in geeigneter Form erfasst werden würden.

5.7.3 Zusammenfassung und Diskussion

Um eine möglichst optimale „Qualität der adaptiven Projektsteuerung“ zu garantieren, sollten nach den oben dargestellten Interviewergebnissen diejenigen Kriterien und Ausprägungen berücksichtigt werden, die in Tab. 5-6 zusammengefasst sind.

Tab. 5-6: Zusammenfassung der Kennzeichen optimaler adaptiver Projektsteuerung

Kriterien	Ausprägung der Kriterien
<i>Untersuchungskonzepte und Arbeitshilfen</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Konzepte und Arbeitshilfen der Begleituntersuchungen sind überschaubar dargestellt und spezifisch auf die Voruntersuchungen angepasst. ▪ Sie enthalten ein Auswahlraster, um sinnvolle Untersuchungen im Einzugsgebiet auszuweisen. Dies betrifft sowohl die revitalisierten Strecken als auch Referenzgewässer. ▪ Die Konzepte enthalten wenige obligatorische Untersuchungen und werden individuell durch ausgewählte Erhebungen ergänzt. ▪ Zu den obligatorischen Untersuchungen zählen Habitat bezogene Indikatoren (i.d.R. morphologische Kriterien) sowie fotografische Auswertungen, incl. Luftbilddauswertungen. ▪ Optional werden diese Indikatoren durch andere, auch biologische Untersuchungen ergänzt. Sofern Fische im Gewässer vorkommen, sollen diese auf jeden Fall eine wichtige Rolle spielen, da sie nicht nur ökologisch, sondern auch gesellschaftlich bedeutend sind.
<i>Finanzieller Rahmen</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Kosten für Untersuchungen des Monitorings und der Erfolgskontrolle sind im Projektbudget von Beginn an ausgewiesen. ▪ Sie umfassen eine Grössenordnung, die zwischen 5-10% der Projektsumme liegt. ▪ Die Untersuchungskosten werden durch eine aktive Zusammenarbeit unterschiedlicher Fachstellen und Forschungseinrichtungen optimiert. ▪ Dort wo dies möglich ist, werden Monitoringprogramme durch freiwillige Helferinnen und Helfer (z.B. aus der betroffenen Bevölkerung oder den Interessengruppen) durchgeführt. ▪ Die Projektvarianten wurden einer Machbarkeitsstudie unterzogen, bevor sie einem öffentlichen Gremium vorgestellt werden.

Fortsetzung: Zusammenfassung der Kennzeichen optimaler adaptiver Projektsteuerung

Kriterien	Ausprägung der Kriterien
Darstellung der Ergebnisse	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Ergebnisse der Begleituntersuchungen sind offen und ehrlich dargestellt. ▪ Möglichen Misserfolge dienen einem adaptiven Management und haben Einfluss auf die Anpassung neuer Ziele oder die Umsetzung weiterer Projektphasen. ▪ Die Ergebnisse sind in einer klar verständlichen Sprache verfasst, die von verschiedenen Fachdisziplinen verstanden werden. ▪ Positive Ergebnisse dienen dazu, um in der Öffentlichkeit für laufende oder zukünftige Projekte zu werben. Sie sind entsprechend anschaulich dargestellt.
Zeitliche Rahmen	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Untersuchungen des Monitorings und der Erfolgskontrolle beginnen bereits parallel zur Umsetzung der Massnahmen. ▪ Sie laufen nach deren Fertigstellung noch mind. 6-10 Jahre weiter. ▪ In den ersten 2-3 Jahren werden häufige und regelmässige Untersuchungen durchgeführt. Im Anschluss daran finden die Untersuchungen nur noch ereignisorientiert statt (ca. 10 Jahre).
Durchführende und koordinierende Stellen	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gut ausgebildete Expertinnen und Experten garantieren eine fachlich fundierte Durchführung des Monitorings und der Erfolgskontrolle bzw. die Anweisung und Ausbildung möglicher freiwilliger Hilfskräfte. ▪ Diese Personen verfügen zudem über sehr gute kommunikative Fähigkeiten, um ihre Ergebnisse transparent zu vermitteln. ▪ Das Programm zum Monitoring und der Erfolgskontrolle wird bei Bedarf durch eine Zusammenarbeit mit Forschungseinrichtungen ergänzt. Dies trifft v.a. für komplexe Untersuchungen zu, die für Private Institute oder Büros zu aufwändig sind. ▪ Auf einer nationalen Stelle werden die Monitoringdaten und die Daten der Erfolgskontrolle zentral erfasst und koordiniert. Dort befindet sich eine Datenbank, die die Ergebnisse vergleichbar speichert und die Erkenntnisse für ein „institutionelles Gedächtnis“ auswertet.

Sieht man sich die Ergebnisse in Tab. 5-6 und damit die „Wunschliste“ der Interviewpartnerinnen und -partner an, so gibt es sehr viele Überschneidungen mit den in der Literatur gestellten Forderungen an eine optimale Projektsteuerung. Dies betrifft sowohl Anforderungen an gute Arbeitsunterlagen als auch die Wünsche nach den zeitlichen Rahmenbedingungen. Damit kommt in den Interviews die Auswahl geeigneter Bewertungsindikatoren, die Festlegung geeigneter Referenzstrecken oder längerfristige wissenschaftliche Begleitung der Projekte ähnlich klar zu Ausdruck, wie sie auch in der Literatur häufig genannt wird (Brinson & Rheinhardt, 1996; Jungwirth et al., 2003; Lake, 2001).

Allerdings zeigte die detaillierte Analyse der Interviewtexte auch, dass beim Thema adaptiver Projektsteuerung (d.h. bei den Themen Monitoring, Erfolgskontrolle und adaptive Nachjustierung der Massnahmen) nach wie vor sehr grosse Defizite bestehen, was die tatsächliche Umsetzungspraxis betrifft. Trotz des Bewusstseins, dass der Erfolg der eigenen Projekte nur anhand geeigneter Monitoringdaten und anhand einer sauber durchgeführten Erfolgskontrolle zu belegen ist, zog die Mehrzahl der befragten „alten Hasen“ eine eher negative Bilanz, was die Praxis und die Qualität der Begleituntersuchungen betrifft. Anhand der Interviewergebnisse konnten folgende fünf Hauptgründe ermittelt werden, die für die mangelhafte Durchführung der Begleituntersuchungen verantwortlich sind (Fig. 5-1): (1) zu hohe Kosten, (2) es besteht

kein eigentliches Interesse an Begleituntersuchungen, (3) es fehlen geeignete Konzepte zur praktischen Durchführung, (4) es bestehen institutionelle Probleme und (5) viele Projekte sind „ungeeignet“.

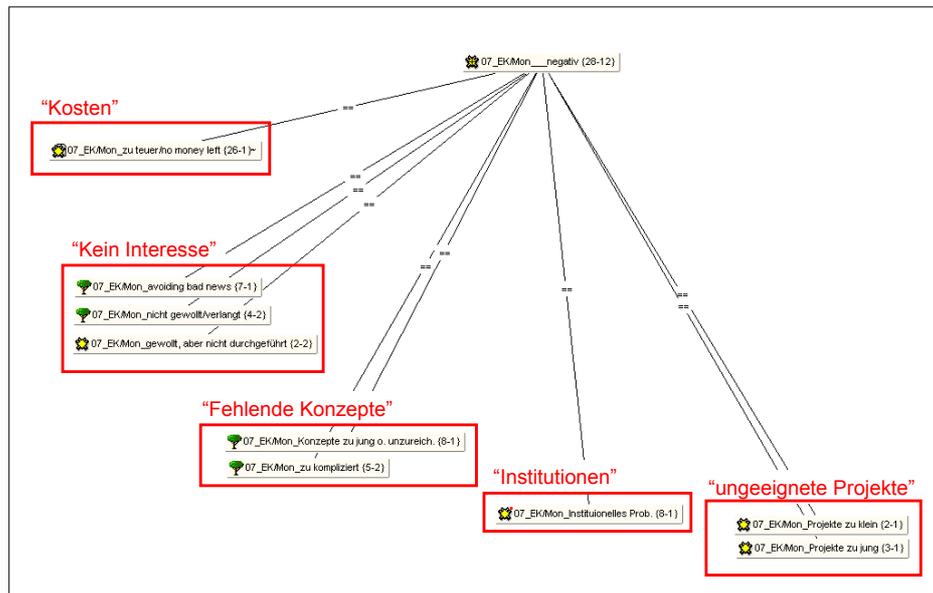


Fig. 5-1: Die fünf Hauptgründe, weshalb in bei Revitalisierungsprojekten kein oder nur mangelhaftes Monitoring durchgeführt wird. Die Daten beruhen auf der Auswertung der ersten Interviewserie. Diese sind entsprechend der Code-Häufigkeiten ausgewertet und mit Hilfe des Textanalyse Programms ATLAS.ti visualisiert worden.

Zu hohe Kosten

Wie in Fig. 5-1 dargestellt, werden in erster Linie finanzielle Gründe genannt, welche gegen ein fundiertes Monitoringprogramm sprechen. Zum einen sind die Kosten für die Nachuntersuchungen oft nicht schon im Projektbudget integriert, sondern müssen zusätzlich finanziert werden. Zum anderen wird der Nutzen des Monitorings aus der Sicht der Praxis häufig nicht als bedeutend wahrgenommen, so dass freie finanzielle Mittel eher in neue Bauprojekte, als in weitere Untersuchungsprogramme fließen.

„Wir sagten uns damals, dass wir lieber für 100'000 Franken einen Bach umgestalten, als die 100'000 Franken in eine neue Studie investieren.“
(Kantonale Fachstelle)

“Many of the programs give out grants but they explicitly reject investigations. They say explicitly this money can not be used for studies, it must be used for implementation. This is quite common actually.”
(Scientist, USA)

“Part of the monitoring problem is, that monitoring is too expensive. We should monitor for management, not for scientific research.”
(Consultant, USA)

Ebenso werden manche Monitoringprogramme als grundsätzlich zu teuer angesehen, weil sie angeblich viel zu sehr auf die Bedürfnissen der Wissenschaft als auf die Bedürfnissen der Praxis ausgerichtet sind und daher für diese als zu überladen und unrealistisch empfunden werden. Dies ist interessant, weil die selben Personen angeben, dass Monitoring eigentlich sehr wenig kostet, wenn Sie nach ihrer konkreten prozentualen Einschätzung gefragt werden. Dennoch ist es offenbar wesentlich schwerer, Budgetmittel für Untersuchungen anstatt für Bauprojekte zu akquirieren. Ebenso kommt es entsprechend der Erfahrung der Befragten öfter vor, dass zu Beginn der Projekte zwar ein Monitoring Programm beschlossen wird. Wird das Budget im Verlauf des Projekts jedoch überschritten, so sind die Untersuchungsprogramme als erstes auf der Kürzungsliste.

Kein wirkliches Interesse Ein weiterer Grund für das teils mangelhafte oder fehlende ökologische Monitoring sehen die Befragten darin, dass oft kein wirkliches Interesse an genauen Begleituntersuchungen und Erfolgskontrollen besteht. Dieses „mangelnde Interesse“ bezieht sich aus Sicht der Auftragnehmer einerseits auf die Projektleitung selbst, da manche Verantwortliche potentiell „schlechte Nachrichten“ von vorne herein vermeiden wollen, in dem sie erst gar keine Untersuchungen durchführen.

***“It is easier to declare the success
without evaluation.”***
(Scientist, USA)

Andererseits beanstandeten die Befragten aber auch ein mangelndes Interesse von übergeordneten Behörden, Auftraggebern oder Geldgebern. Wozu sollten die Büros Begleituntersuchungen durchführen, wenn niemand ein Interesse daran hat, die Daten auszuwerten oder gar davon zu lernen. Eine weitere Befürchtung, die in einigen Interviews im Raum stand, war die Angst, bei „schlechten Erfolgskontrollen“ keine weiteren Mittel für Folgeprojekte zu erhalten. Dazu kommt noch, dass Projekte - und damit auch Revitalisierungsprojekte - in Projektzeitspannen und nicht in Jahrzehnten geplant und durchgeführt werden. Nach Ansicht der „alten Hasen“ tendieren daher viele Verantwortliche dazu, eine Revitalisierung bereits nach der Durchführung der Massnahmen als abgeschlossen zu betrachten, was keine dauerhafte Begleitung ermöglicht.

Fehlende Konzepte Ein dritter Grund für die unbefriedigende Monitoringpraxis, sehen die Interviewpartnerinnen und -partner in der Rolle der Wissenschaft. Trotz der vielen Publikationen im Bereich der Fließgewässer Bewertung (vgl. Kap. 2) besteht aus Sicht der Praxis nach wie vor ein sehr grosses Defizit an anwendbaren und praxistauglichen Konzepten, mit denen Erfolgskontrollen systematisch durchgeführt werden sollten. Die Wissenschaft übernimmt hier aus Sicht der Praxis ebenfalls zu wenig Verantwortung, was die Entwicklung und Bereitstellung geeigneter Untersuchungsmethoden und standardisierter Arbeitshilfen betrifft. Zudem ist die Sprache sowie die Darstellung der wissenschaftlichen Ergebnisse für die Personen aus der Praxis häufig nicht klar verständlich. Viele wissenschaftlichen Gutachten, die in einzelnen Disziplinen (z.B. im Rahmen eines biologischen Monitoring) erstellt werden, seien häufig in einer zu sehr fachlich dominierten Sprache verfasst, so dass die von

anderen Gruppen (z.B. von Wasserbauingenieuren) nur schwer verstanden werden können. Hilfreich wären daher interdisziplinäre Arbeitsgruppen und Personen, die eine Übersetzungsaufgabe wahrnehmen können.

*„Zum jetzigen Zeitpunkt wäre es wahrscheinlich gut, wenn man den Kantonen gewisse **Richtlinien zur Verfügung stellen könnte**, wie man ein gutes Monitoring aufgrund der bisherigen Erfahrungen durchführen sollte. Das wäre für sehr viele Leute hilfreich.“*
(Kantonale Fachstelle)

*„Man müsste natürlich auch methodisch sagen, **welche Bearbeitungstiefe man wählen muss, um zu zuverlässigen und vergleichbaren Ergebnissen zu kommen**, damit man die Untersuchungen auch in drei oder fünf Jahren wiederholen kann.“*
(Kantonale Fachstelle)

Institutionelle Probleme

Ein interessanter Aspekt, der in der ersten Interviewserie als Begründung für mangelhaftes Monitoring auftauchte, betrifft institutionelle Probleme. Um die Qualität der Begleituntersuchungen zu fördern, müssten die Daten aller Projekte zentral erfasst und ausgewertet werden.

*„Monitoring is an institutional problem: all the experts agree ‘yes we should do monitoring’, but the institutional framework is not set up, to be used to do this. If you do monitoring who can you give the monitoring report to and who is going to read it? **We do monitoring, but nobody is interested.***

Furthermore, we are dealing with long term processes and we are trying to develop long institutional memories. We are talking about processes, that are at least a decade long.

*Staff-turn-over in agencies is huge. There is an institutional challenge above anything else. **A national authority for river restoration should have the mission to accomplish integrated river management programs that meets multiple objectives to create an institutional memory over a long period of time to learn from former projects.**“*
(Consultant, USA)

Im Idealfall würde dies auf nationaler Ebene durch einen eigenen Informationsservice wahrgenommen werden. Dadurch könnte ein Lerneffekt aus der Summe der Untersuchungen abgeleitet werden. Da Revitalisierungsprojekte und ihre Monitoringprogramme auf Langzeituntersuchungen ausgerichtet sind, würde eine solche Koordinationsstelle garantieren können, dass das individuelle Wissen nicht mit dem Austritt einer Fachperson verschwindet. Das individuell angeeignete Wissen einzelner Personen hätte die Chance zum institutionellen Wissen zu

werden. Ausserdem würde sich eine zentrale Erfassung der Monitoringdaten auch auf das individuelle Projektverhalten auswirken, da damit das oben erwähnte mangelnde Interesse entfallen würde und somit ein Antrieb auf der Ebene der Einzelprojekte gepusht würde. Hierzu fehlt jedoch sowohl in der Schweiz als auch in den USA eine übergeordnete Koordinationsbehörde.

*” In order to utilize a monitoring program, you have to have a river restoration agency. **Everybody now pays lip services to the idea of monitoring.** If we had a river management agency that would be committed to manage the system, definitely they would be interested in the monitoring results.”
(Consultant, USA)*

Ungeeignete Projekte

Ein letzter Grund, den die Expertinnen und Experten nannten, um die Schwierigkeiten beim Thema „ökologisches Monitoring“ zu erklären, bezieht sich auf die Grösse und den Realisierungstermin der Projekte selbst. Einige Revitalisierungen (v.a. einige, die in der Schweiz geplant wurden) sind in ihrem räumlichen Ausmass so klein, dass sich nach Ansicht der Fachleute ein aufwändiges Monitoring erübrigt. Ausserdem sind viele der Projekte noch sehr jung. Da aber auch die Forschung auf dem Gebiet eine sehr junge Forschung ist, wuchs erst relativ spät die Erkenntnis, dass Erfolgskontrollen für zukünftige Projekte von zentraler Bedeutung sind. Aufgrund dieser Unkenntnis besteht für einige der heutigen Projekte deshalb Defizit in bezug auf ökologische Nachuntersuchungen.

*“Die Evaluation eines Projekte und die Erfolgskontrolle der Massnahmen ist ja **erst nach einer gewissen Zeit** sinnvoll. Deshalb ist es im Moment natürlich ein bisschen schwierig, die ganzen Revitalisierungen haben ja erst in den 90er Jahren richtig angefangen.”
(Landesbehörde, Deutschland)*

Zusammenfassend lässt sich somit sagen, dass die theoretischen Anforderungen an ein fachlich fundiertes Programm der Begleituntersuchungen in vielen Fällen bekannt und akzeptiert sind. Die Grundlagen eines informatives Monitoringprogramms für Fliessgewässer Revitalisierungen könnten aus den bereits vorhandenen Dauermessungen zur Wasserqualität, Temperatur, Abfluss etc. zentral gebündelt und somit für die einzelnen Projekte einfacher zugänglich gemacht werden. Konkrete Erfolgskontrollen sollten auf die Verbesserungsmassnahmen im Einzelfall zugeschnitten sein und eine übersichtliche Anzahl aussagekräftiger Indikatoren beinhalten. Ihre Finanzierung sollte auf jeden Fall für einen längeren Zeitraum und auch über die Implementierungsphase hinaus gesichert sein. Ebenso sollte die Finanzierung für eine adaptive Nachjustierung gewährleistet sein, sofern die Ergebnisse der Erfolgskontrollen dies notwendig machen. Nur so kann eine positive ökologische Wirkung der Projekte dauerhaft sichergestellt werden. Obwohl diese Prinzipien in der Praxis durchaus bekannt sind, werden sie nach wie vor noch nicht wirklich umgesetzt.

5.8 Fazit: Entwicklung eines einheitlichen Analyserasters

Aus allen oben dargestellten Ergebnissen (Tab. 5-1 bis Tab. 5-6) ergeben sich ein Kriterienkatalog, mit denen die Qualität der Projektplanung und die der Projektumsetzung zumindest theoretisch zu verbessern wäre. Aufgrund dieser Datenbasis konnte ein Fragenset zusammengestellt werden, das die Ergebnisse in einheitlicher Form zusammenfasst (Tab. 5-7 bis Tab. 5-12). Rein hypothetisch sollte ein Revitalisierungsprojekt dann erfolgreicher sein, je mehr dieser Kriterien erfüllt sind.

Mit dieser Idee ist ein einheitlicher Fragenkatalog entstanden, wobei die Ergebnisse der oben vorgestellten Interviewserie als konzeptionelle Grundlage zur Entwicklung des standardisierten Evaluationsrasters dienten. In Analogie zu Arbeitshypothese (Kap. 3) konzentriert sich das Verfahren auf die sechs unabhängigen Prozessvariablen: (1.) Qualität der Zielsetzung, (2.) Einbezug der Öffentlichkeit und der Interessengruppen, (3.) Qualität der Voruntersuchungen, (4.) Auswahl der Projektvarianten, (5.) Qualität des Umsetzungsprozesses und (6.) Qualität Begleituntersuchungen. Entsprechend der oben dargestellten Ergebnisse, konnten für jede dieser Variablen drei bis fünf relevante Kriterien und je ein bis vier qualitative Ausprägungen ermittelt werden. Zur Erstellung des Evaluationsverfahrens wurden diese Ergebnisse in Bewertungsraster übersetzt, so dass alle sechs unabhängigen Variablen mit Hilfe eines einheitlichen Fragebogens und anhand von jeweils acht Einzelfragen evaluiert werden können (Tab. 5-7 bis Tab. 5-12). Diese acht Fragen entsprechen den wichtigsten Kriterien, die nach Ansicht der befragten Expertinnen und Experten wichtig sind, um eine hohe Qualität der Revitalisierungsprojekte zu erreichen.

5.9 Bewertungsklassen

Die Beurteilung erfolgt danach, ob die acht Fragen zu den einzelnen Variablen in den Tab. 5-7 bis Tab. 5-12

- (a) vollständig (1 Punkt),
- (b) nur zum Teil (Null Punkte) oder
- (c) überhaupt nicht erfüllt sind (minus 1 Punkt).

Die maximal erreichbare Punktzahl pro unabhängige Variable beträgt somit jeweils plus acht, die minimale Punktzahl entsprechend minus acht Punkte. Fehlte in einem Fallbeispiel eine unabhängige Variable vollständig, d.h. müssen die Einstiegsfragen der Tab. 5-7 bis Tab. 5-12 mit „nein“ beantwortet werden (weil beispielsweise überhaupt keine Projektvarianten vorlagen oder keine ökologischen Ziele formuliert wurden) so erfolgte eine pauschale Beurteilung mit minus acht Punkten.

Da der Fragenkatalog auf den Interviewergebnissen aufbaut und die jeweils acht wichtigsten Merkmale auflistet, die nach Ansicht der dort befragten Expertinnen und Experten für ein erfolgreiches Fließgewässer Management bedeutend sind, wurde ein positiver Zusammenhang zwischen der Qualität einer Variablen und der jeweils erreichten Punktzahl vorausgesetzt (je höher die Punktzahl desto höher die Qualität).

Um die Projekte anschliessend untereinander vergleichen zu können, werden die Resultate der sechs Fragebögen auf einer Skala zwischen -1 und +1 normiert. Damit können z.B. auch solche Fallbeispiele miteinander verglichen werden, die aufgrund der vorhandenen Datengrundlage nicht für alle 48 Fragen eine Antwort liefern. Dies kann insbesondere für Projekte relevant sein, die zum Zeitpunkt der Erhebung noch nicht vollständig implementiert wurden und entsprechende Lücken beim Thema „Qualität der Umsetzung“ zeigen.

In Analogie zu gängigen Bewertungsverfahren im Fließgewässer Management (z.B. EU Rahmenrichtlinie, Stufen-Modul-Konzept, ÖNORM) wurde die normierte Skala schliesslich in vier Bewertungsklassen („sehr gut“, „gut“, „unzureichend“, „schlecht“; Fig. 5-2) transformiert.

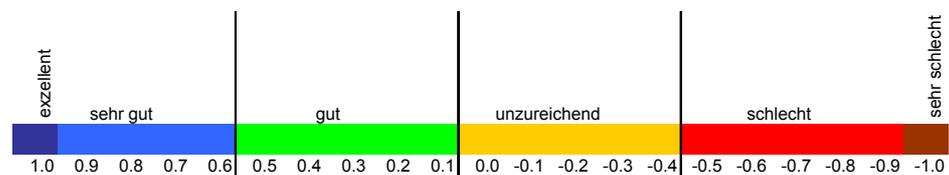


Fig. 5-2: Normierte Bewertungsskala zur Beurteilung der unabhängigen Variablen in den Fallbeispielen aus der Interviewserie B.

Die Bewertungsgrenzen dieser Skala liegen jeweils am rechten Ende einer Klasse (0.6 entspricht „sehr gut“, 0.59 entspricht „gut“ usw.). Zur Dokumentation der positiven oder negativen „Ausreisser“ ergänzen ausserdem die zwei Kategorien „exzellent“ und „sehr schlecht“ das Bewertungsraster. Exzellente Resultate sind Teil der „sehr guten“ Fallbeispiele. Sie kennzeichnen jedoch diejenigen Fälle, die sämtliche Fragen der Tab. 5-7 bis Tab. 5-12 mit „ja“ beantworteten konnten und somit die maximale Punktzahl erreichten. Als „sehr schlecht“ gilt eine Anforderung dann, wenn die entsprechende Variable im Projektmanagement entweder überhaupt nicht berücksichtigt wurde oder aber wenn alle Fragen zu dieser Variablen mit „nein“ beantwortet wurden. Beides führt in der Beurteilung zur maximal negativen Punktzahl (was -8 auf der Fragebogenskala bzw. -1 auf der normierten Skala entspricht).

Eine erste Anwendung dieses Verfahrens sowie ein erster Test des Prototyps wird im Anschluss anhand von 15 Fallbeispielen in Kap. 6 vorgestellt.

Tab. 5-7: Evaluationsraster für die unabhängige Variable „Qualität der Zielsetzung“.

Wurden vor Projektbeginn ökologische Leitbilder und Ziele formuliert?	
Falls ja: dann unten weiter; falls nein: -8 Punkte & weiter bei nächstem Thema ➔	
1 Punkt: Anforderung vollständig erfüllt.	
0 Punkte: Anforderung sind teilweise erfüllt, bzw. nur ein Teil der Frage wird erfüllt, sofern es sich um Fragen mit <i>und</i> Verknüpfungen handelt.	
-1 Punkt: Anforderung überhaupt nicht erfüllt	
Prozess der Zielfindung	
(Z11)	Wurden die Ziele in einem interdisziplinären Team (Wasserbau, Gewässerökologie, Landschaftsschutz, Fischerei etc.) <i>und</i> unter Einbezug der verantwortlichen Planungsbüros entwickelt?
(Z12)	Unterstützten die Ergebnisse aus früheren Projektphasen die Zielfindung im Sinne eines adaptiven Managements bzw. wurden die Ziele so formuliert, dass sie eine offene, stufenweise bzw. adaptive Planung ermöglichen?
(Z13)	Wurde ein Leitbild formuliert <i>und</i> wurde dieses in einer einfachen und allgemein verständlichen Form als Konsenspapier auf wenigen Seiten zusammengefasst (z.B. als Präambel)?
Operationalisierung der Ziele	
(Z14)	Wurden alle übergeordneten Leitbilder in ökologische Teilziele übersetzt?
(Z15)	Sind die Teilziele klar operationalisiert, d.h. beinhalten die Teilziele messbare Zielobjekte, Ortsbezüge, Zielinhalte, Zeitbezüge sowie jeweils ein Zielausmass?
Relevanz der ökologischen Ziele	
(Z16)	Erfolgte die Zielsetzung aufgrund einer ausführlichen Analyse der historischen Situation <i>und</i> der aktuellen Nutzungssituation des Umlandes, ggf. des Einzugsgebiets („watershed approach“)?
(Z17)	Liegt der zentrale Fokus der Zielsetzung auf der Wiederherstellung einer natürlichen Morpho- und Hydrodynamik der Gewässer (Revitalisierung soll durch aktive Massnahmen initiiert und durch spätere Selbstgestaltung des Gewässers erhalten werden)?
Stellenwert der ökologischen Ziele	
(Z18)	Welchen Stellenwert nehmen die ökologischen Ziele im Projekt ein? - Stehen sie eindeutig im Vordergrund des Projekts (1Punkt) - Besteht ein ausgewogenes Verhältnis zwischen unterschiedlichen Zielsetzungen sofern es sich um kombinierte Projekte handelt (z.B. Revitalisierungs- und Hochwasserschutzprojekte; 0Punkte)? - Handelt es sich vorwiegend um ein Hochwasserschutzprojekt, bei dem die ökologischen Ziele eine untergeordnete Rolle spielten (-1 Punkt)?

Tab. 5-8: Evaluationsraster für die unabhängige Variable „Einbezug der Öffentlichkeit und der Interessengruppen“.

Wurden Interessengruppen und die Öffentlichkeit über das Projekt informiert?	
Falls ja: dann unten weiter; falls nein: - 8 Punkte & weiter bei nächstem Thema ➔	
1 Punkt: Anforderung vollständig erfüllt.	
0 Punkte: Anforderung sind teilweise erfüllt, bzw. nur ein Teil der Frage wird erfüllt, sofern es sich um Fragen mit <i>und</i> Verknüpfungen handelt.	
-1 Punkt: Anforderung überhaupt nicht erfüllt	
Beteiligte Personen	
(Ö&I1)	Wurden die wichtigsten Interessengruppen (Grundeigentümer, Gemeinde, Landwirtschaft, NGOs, Industrie, etc.) aktiv, z.B. in Form einer Begleitgruppe in den Projektablauf eingebunden?
(Ö&I2)	Wurden Vertreterinnen und Vertreter der Bevölkerung aktiv im Rahmen öffentlicher Veranstaltungen oder Auftritte (Informationstreffen, Exkursionen, Zeitung, Internet etc.) über den Projektverlauf informiert?
Kompetenz & Aufgabenbereich der Beteiligten	
(Ö&I3)	Konnten die Interessengruppen (Grundeigentümer, Gemeinde, Landwirtschaft, NGOs, Industrie, etc.) bei der Festlegung der Projektziele mitentscheiden?
(Ö&I4)	Konnte die Bevölkerung Projektziele kommentieren <i>und</i> mögliche Nutzungskonflikte öffentlich diskutieren, um so Einfluss auf die Projektentwicklung zu nehmen?
(Ö&I5)	Waren Fachleute (ggf. auch Projekt externe Gutachter/innen) aktiv daran beteiligt, die technischen und wissenschaftlichen Grundlagen den Interessengruppen so zu vermitteln, dass diese kompetent über die Projektziele entscheiden konnten (aktive Einbindung der Fachleute)?
(Ö&I6)	Unterstützen thematische Workshops, Fokusgruppen, fachliche Kleingruppenarbeit etc. den Informationsstand der Bevölkerung <i>und</i> wurden diese Veranstaltungen durch Fachpersonen aktiv begleitet?
Zeitpunkt & Dauer der Einbindung	
(Ö&I7)	Erfolgte die Einbindung der Interessengruppen bereits zu einem frühen Zeitpunkt während der Projektplanung <i>und</i> begleitete eine Gruppe aus Projektleitung, Interessenvertretern und Fachpersonen das Projekt über den gesamten Projektverlauf?
(Ö&I8)	Erfolgte die Einbindung der Bevölkerung spätestens dann, als fachliche und technische Konzepte zur Diskussion standen und das Projekt vor der Umsetzung stand?

Tab. 5-9: Evaluationsraster für die unabhängige Variable „Qualität der Voruntersuchungen“.

Wurden vor Umsetzung der Massnahmen Voruntersuchungen durchgeführt?	
<p>Falls ja: dann unten weiter; falls nein: - 8 Punkte & weiter bei nächstem Thema ➔</p> <p>1 Punkt: Anforderung vollständig erfüllt.</p> <p>0 Punkte: Anforderung sind teilweise erfüllt, bzw. nur ein Teil der Frage wird erfüllt, sofern es sich um Fragen mit <i>und</i> Verknüpfungen handelt.</p> <p>-1 Punkt: Anforderung überhaupt nicht erfüllt</p>	
Methodisch-konzeptioneller Rahmen	
(VS1)	Wurde eine ökologische Vorstudie durchgeführt, die sich auf die systematische Auswertung vorhandener Daten konzentriert <i>und</i> die Pilotprojekte oder ggf. Interviews mit betroffenen Akteuren einschliesst, um mögliche Stolpersteine zu ermitteln und Untersuchungs- und Revitalisierungsstrecken festlegen zu können?
(VS2)	Hat das Projekt zur praktischen Erhebung auf ein bewährtes und einheitliches Verfahren zurückgegriffen, um die ökologischen Voruntersuchungen durchzuführen und die Ergebnisse mit anderen Projekten vergleichen zu können?
Erhebung von Referenzdaten	
(VS3)	Wurde der ökologische Ist-Zustand des Gewässers vor der Umsetzung der Massnahmen als zeitliche Referenz erhoben <i>und</i> wurde er als solcher dokumentiert, so dass er einer nachfolgenden Erfolgskontrolle dienen konnte bzw. dienen soll?
(VS4)	Wurde eine unbeeinflusste Referenzstrecke untersucht (entweder ein unbeeinflusstes Seitengewässer oder eine unbeeinflusste Strecke ober oder unterhalb der Revitalisierungsmassnahme)?
Auswahl der Bewertungsindikatoren	
(VS5)	Liegt eine Fotodokumentation vor, die den Zustand vor Umsetzung der Massnahmen zeigt <i>und</i> gab es Voruntersuchungen, die die abiotischen Schlüsselindikatoren systematisch erfassten (Morphologie, Hydrologie und Wasserqualität)?
(VS6)	Wurden die Voruntersuchungen durch biotische Indikatoren ergänzt, die nach Möglichkeit eine hohe Zeigerfunktion für das Gewässer hatten oder aus politischen Gründen relevant waren (rote Liste, Flaggschiffe etc.)?
(VS7)	Wurden während der Voruntersuchungen explizit funktionelle Aspekte des Gewässerökosystems untersucht?
Umfang der Untersuchungen	
(VS8)	Wurden die Voruntersuchungen so lange durchgeführt, bis (incl. Vorstudie) ein gutes Systemverständnis über das Gewässer <i>und</i> sein Umland vorlag, so dass die Ergebnisse verlässliche Auskunft über die natürlichen Schwankungen des Ökosystems geben konnten?

Tab. 5-10: Evaluationsraster für die unabhängige Variable „Alternativenwahl“.

Wurden in dem Projekt unterschiedliche Projektvarianten oder Massnahmenoptionen entwickelt?	
<p>Falls ja: dann unten weiter; falls nein: - 8 Punkte & weiter bei nächstem Thema ➔</p> <p>1 Punkt: Anforderung vollständig erfüllt.</p> <p>0 Punkte: Anforderung sind teilweise erfüllt, bzw. nur ein Teil der Frage wird erfüllt, sofern es sich um Fragen mit <i>und</i> Verknüpfungen handelt.</p> <p>-1 Punkt: Anforderung überhaupt nicht erfüllt</p>	
Beteiligte Personen	
(AW1)	Erfolgte die Entwicklung unterschiedlicher Projektvarianten in einem interdisziplinären Expertenteam, das u.U. durch externe Expertinnen oder Experten unterstützt wurde?
(AW2)	Erfolgte die Auswahl der Projektvarianten unter Einbezug der Interessengruppen <i>und</i> konnte sich die betroffene Bevölkerung im Entscheidungsprozess einbringen und Stellung beziehen (Workshops, öffentliche Anhörungen etc.)??
(AW3)	Wurde der Prozess zur Auswahl der Projektvarianten durch eine neutrale Person geleitet, die während der Projektentwicklung keine Partikulärinteressen verfolgte <i>und</i> qualifiziert war, um die Rolle einer Mediatorin / eines Mediators zu übernehmen?
Vorgehen zur Ermittlung der Projektvarianten	
(AW4)	Wurden die Projektvarianten aufgrund einer historischen Analyse oder Rekonstruktion <i>und</i> aufgrund eines guten aktuellen Systemverständnisses sowie aufgrund der Ergebnisse der Voruntersuchungen entwickelt?
(AW5)	Konzentrieren sich die Projektvarianten auf die Eigendynamik der Gewässer und das gesamte typische Gewässerökosystem?
Auswahl der besten Projektvarianten / Entscheidung	
(AW6)	Erfolgte die Auswahl der besten Projektvarianten aufgrund einer Machbarkeitsstudie, die die technische Umsetzung der Massnahmen abschätzte und ggf. als auch die politischen, wirtschaftlichen und rechtliche Randbedingungen berücksichtigte?
(AW7)	Verlief der Auswahlprozess fair und transparent, so dass alle relevanten Interessengruppen <i>und</i> die betroffene Bevölkerung Zugang zu den wichtigsten Informationen hatten?
(AW8)	Unterstützten technische Hilfsmittel/Entscheidungsmethoden den Entscheidungsprozess, sofern die Projekte mehrere Varianten zur Verfügung hatten, d.h. kamen Modelle zur Visualisierung, Versuchsmodelle, Einfluss-Wirkungs-Modelle, Kosten-Nutzen-Analysen oder DSS zum Einsatz?

Tab. 5-11: Evaluationsraster für die unabhängige Variable „Qualität der Implementierung“.

Wurden die Arbeiten auf der Baustelle durch die Projektverantwortlichen aktiv begleitet?	
<p>Falls ja: dann unten weiter; falls nein: - 8 Punkte & weiter bei nächstem Thema ➔</p> <p>1 Punkt: Anforderung vollständig erfüllt.</p> <p>0 Punkte: Anforderung sind teilweise erfüllt, bzw. nur ein Teil der Frage wird erfüllt, sofern es sich um Fragen mit <i>und</i> Verknüpfungen handelt.</p> <p>-1 Punkt: Anforderung überhaupt nicht erfüllt</p>	
Betreuung vor Ort	
(UM1)	Wurden die Personen, die auf der Baustelle arbeiten (Bauleitung, Baggerführer etc.) aktiv, z.B. anhand von Exkursionen, Ortsbesichtigungen, Referaten, Fotos oder Computersimulationen über ökologisch wichtige Aspekte der Revitalisierung aufgeklärt oder verfügten die Ausführenden über eine entsprechend langjährige Erfahrung?
(UM2)	Wurde die Entwicklung der Bauarbeiten regelmässig und persönlich durch Projektverantwortliche und/oder Planende begleitet (mehrmals pro Woche), so dass Missverständnisse schnell geklärt und evtl. Fehler früh erkannt wurden?
Organisation der Projekte	
(UM3)	Waren Bauherrschaft und Projektleitung klar getrennt?
(UM4)	Existierte eine „Austauschplattform“, in der die wichtigsten Interessenvertreter regelmässig über den Verlauf der Bauarbeiten informiert werden und die befähigt sind, über kurzfristige Anpassungen oder Änderungen zu entscheiden?
Informationsfluss & Zusammenarbeit	
(UM5)	Funktionierte die Zusammenarbeit zwischen übergeordneten und lokalen Behörden konfliktfrei (Bund, Kanton, Gemeinde) <i>und</i> wurden die Arbeiten durch lokale Personen koordiniert und durchgeführt?
(UM6)	Wurde die Kommunikationskultur auf der Baustelle sowie die Kommunikation mit der Öffentlichkeit von den wichtigsten Beteiligten und Interessengruppen als stets offen und ehrlich empfunden, selbst wenn es zu Rückschlägen oder Fehlentwicklungen während der Umsetzung kam (keine falsche Beschönigung)?
(UM7)	Standen alle Fachstellen, die für Umsetzung des Projektes wichtig waren (Fischerei, Forst, Landwirtschaft, Natur- und Landschaftsschutz, Wasserbau) in einem regelmässigen Austausch?
(UM8)	Wurden Planungsbüros, die mit der Umsetzung der Revitalisierung beauftragt waren, bereits zu Beginn der Planungsphase, d.h. bei der Zieldiskussion in das Projekt aktiv eingebunden?

Tab. 5-12: Evaluationsraster für die unabhängige Variable „Qualität der adaptiven Projektsteuerung“.

<p>Wurden während oder nach der Umsetzung der Massnahmen ökologische Untersuchungen und ggf. adaptive Nachbesserungen der Massnahmen durchgeführt bzw. ist dies geplant, sofern die Projekte noch nicht realisiert sind?</p> <p>Falls ja: dann unten weiter; falls nein: - 8 Punkte & weiter bei nächstem Thema ➔ 1 Punkt: Anforderung vollständig erfüllt. 0 Punkte: Anforderung sind teilweise erfüllt, bzw. nur ein Teil der Frage wird erfüllt, sofern es sich um Fragen mit <i>und</i> Verknüpfungen handelt. -1 Punkt: Anforderung überhaupt nicht erfüllt</p>	
<p>Untersuchungskonzepte & Arbeitshilfen</p>	
(EK1)	<p>Existierten standardisierte Konzepte und Arbeitshilfen zur Durchführung des Monitorings und der Erfolgskontrolle <i>und</i> wurden diese sowohl in der revitalisierten Strecke als auch in den Referenzgewässern angewandt? ⁴</p>
(EK2)	<p>Enthielt das Programm des Monitorings/der Erfolgskontrolle obligatorisch eine fotografische Auswertung (evtl. Luftbilddauswertungen) sowie Untersuchungen zu habitatbezogenen Indikatoren (i.d.R. morphologische Kriterien) <i>und</i> wurden diese durch ausgewählte biologische Untersuchungen ergänzt?</p>
<p>Finanzieller Rahmen</p>	
(EK3)	<p>Wurden die Kosten für Untersuchungen des Monitorings und der Erfolgskontrolle im Projektbudget bereits von Beginn an ausgewiesen <i>und</i> standen dann tatsächlich zur Verfügung (d.h. sie wurden nicht nachträglich gekürzt)?</p>
<p>Darstellung der Ergebnisse</p>	
(EK4)	<p>Wurden die Ergebnisse des Monitorings und der Erfolgskontrolle stets offen kommuniziert und so dargestellt, dass sie in der Öffentlichkeit gezielt über das laufende Projekt informiert oder für zukünftige Projekte werben konnten?</p>
<p>Zeitlicher Rahmen</p>	
(EK5)	<p>Haben die Untersuchungen des Monitorings und der Erfolgskontrolle bereits parallel zur Umsetzung der Massnahmen begonnen, so dass die Ergebnisse Einfluss auf weiterer Projektphasen oder neuer Projekte zu nehmen konnten (adaptives Management)?</p>
(EK6)	<p>Wurden die Untersuchungen des Monitorings und der Erfolgskontrolle nach der Implementierung weitergeführt?</p>
(EK7)	<p>Ist gewährleistet, dass die Untersuchungen über die mind. 5-10 Jahre andauern werden (ggf. zunächst in intensiveren Intervallen, dann an bestimmten Ereignissen wie Hochwasser etc. angepasst)?</p>
<p>Durchführende & koordinierende Stellen</p>	
(EK8)	<p>Wurden die Monitoringdaten zentral erfasst, koordiniert und in einer Datenbank abgelegt, wo sie als „institutionelles Gedächtnis“ dienen und für zukünftige Projekte frei zugänglich sind?</p>

⁴ Für alle Projekte, die noch nicht implementiert sind gilt die Anforderung jeweils als erfüllt, sofern sie in der Projektplanung enthalten ist, bereits vorgeschlagene Konzepte zu deren Umsetzung existieren oder ein bestimmter Budgetanteil für die jeweilige Anforderung reserviert ist. Die Frage lautet dann: „ist geplant, dass...“

Empirischer Teil: Fallstudien und Interviewserie 2

6 Analyse der Fallbeispiele - Teil 1: Erklärende Prozessvariablen

Der in Kapitel 5 vorgestellte Prototyp eines Analyserasters zur Bewertung der Projektplanung, -umsetzung und -steuerung von Fließgewässer Revitalisierungsprojekten, wird im folgenden Kapitel 6 anhand von 15 Fallbeispielen erstmals auf seine Praxistauglichkeit überprüft und kritisch beleuchtet. Die Ergebnisse dieses Kapitels geben einen detaillierten Einblick in die Umsetzungspraxis der Projekte und liefern interessante Hintergrundinformation über ideale oder weniger ideale Strategien des Projektmanagements. Wie sich diese Strategien bewährten und ob sie einen Einfluss auf den Projekterfolg hatten, ist Gegenstand des nächsten Teils der empirischen Untersuchung (Kap. 7). Welcher konkrete Zusammenhang zwischen den Ergebnissen des Projektmanagements und dem Projektoutput besteht, zeigt schliesslich das Synthesekapitel 8.

6.1 Datengrundlage und Auswertungsmodus

Entsprechend der Methode der Fallstudienanalyse (vgl. Kap. 4) wurden die einzelnen Revitalisierungsprojekte nicht zufällig ausgewählt, sondern so, dass sie eine möglichst grosse Spannweite in Bezug auf ihre Grösse, das Alter, die Projektkosten und den Nutzungsdruck abdecken (Fig. 6-1).

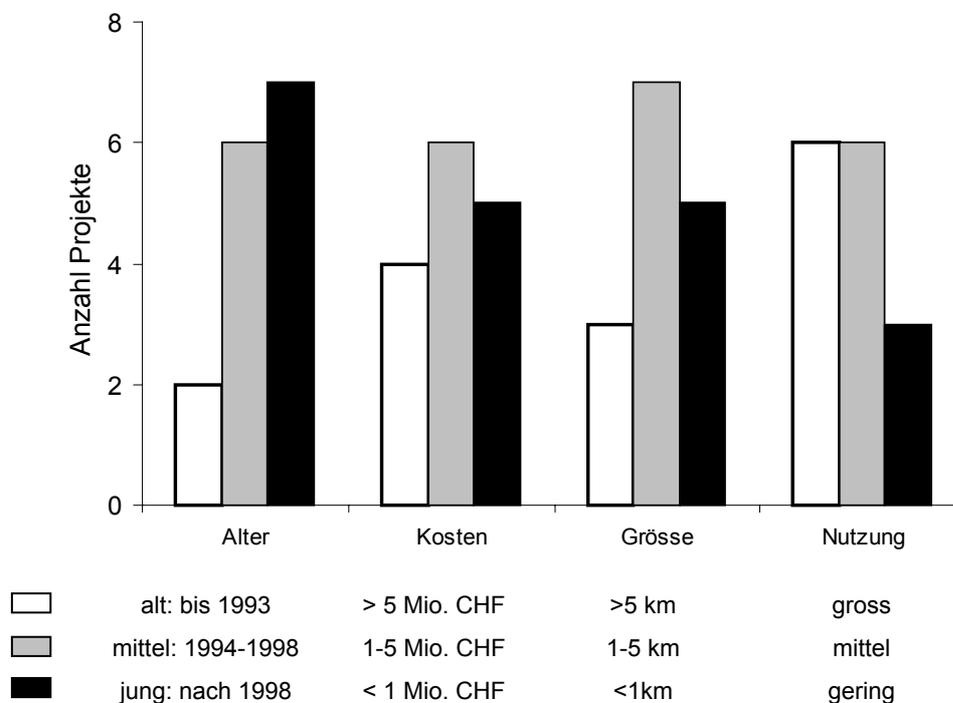


Fig. 6-1: Verteilung der Projekte in Grössen-, Alters-, Nutzungs- und Kostenklassen (der Nutzungsdruck im Umland wurden auf einer Skala zwischen 1-10 geschätzt; je Kategorie n=15, detaillierte Angaben vgl. Tab.4-1).

Daher sind sowohl Pilotprojekte aus den frühen 1990er Jahren als auch solche Projekte einbezogen, die zum Teil noch in ihrer Planungs- oder frühen Umsetzungsphase stecken. Wie Fig. 6-1 zeigt, wurden zwei Fallbeispiele bis 1993 realisiert, sechs bis zum Jahr 1998 und sieben Projekte nach 1998. Bei der Analyse sind sowohl Projekte berücksichtigt, deren Gesamtkosten rund 300'000 CHF betragen als auch solche, deren Projektsumme 178 Mio. Dollar umfasst und die Kosten für den Kauf zweier Staudämme einschliesst. Fünf Projekte weisen ein Budget auf, das unter 1 Mio. CHF lag, sechs Projekte lagen zwischen 1 Mio. CHF und 5 Mio. CHF und vier Projekte waren teurer als 5 Mio. CHF. Drei der untersuchten Projekte sind grösser als 5 km, sieben bewegten sich zwischen 1-5 km und fünf Projekte waren mit weniger als 1 km eher klein. Entsprechend der Tab 4-1 decken die ausgewählten Fälle zudem ein breites Spektrum der Nutzung des Umlands ab, was von einer praktisch natürlichen Umgebung (Elwha River) bis zur vollständig urbanen Umgebung (Wiese, Enz) reicht. Auf einer geschätzten Skala (0-10 Punkte) zeigten drei Projekte einen geringen Nutzungsdruck durch das Umland (0-3 Punkte in Tab. 4-1), jeweils fünf Projekte weisen einen mittleren Nutzungsdruck (4-6 Punkte in Tab. 4-1) oder einen starken bis sehr starken Nutzungsdruck auf (mehr als 7 Punkte in Tab. 4-1).

Alle Informationen, die zur Evaluation der Fallbeispiele dienten, beziehen sich auf folgende Datengrundlage:

- (a) Persönliche Interviews, die mit Projektverantwortlichen, mit Vertreter/innen von Umweltverbänden, Planungsbüros usw. durchgeführt wurden (methodische Hinweise zu Design und Durchführung der Interviews vgl. Kap. 4),
- (b) technisches Informationsmaterial, wie z.B. Projekt- und Planungsunterlagen, UVBs, Baugesuche, technische Berichte, Projektpläne,
- (c) zusätzliche Informationsquellen wie z.B. Internet, Zeitungsarchive, wissenschaftliche und populärwissenschaftliche Artikel, Fachbücher, Dissertationen, Diplomarbeiten, Studienarbeiten usw.

Eine Zusammenfassung der Quellen, die zur Auswertung einzelner Fallbeispiele dienten, ist in Tab. 4-1 dargestellt. Die dortige chronologische Anordnung der Projekte entspricht allerdings *ausdrücklich nicht* der Reihenfolge der nachfolgenden Auswertung und den Ziffern #1-#15 in den Tab. 6-1 bis Tab. 6-6. Die dortige Reihenfolge der Fallbeispiele ist aus Gründen der Vertraulichkeit zufällig gewählt, so dass die Auswertung der Ergebnisse anonym erfolgen konnte. Die einzelnen Ziffern korrespondieren weder mit einer bestimmten Wertung, noch repräsentieren sie eine spezifische Ordnungslogik. Allerdings entsprechen die Projektzahlen #1-#15 über die gesamte Auswertung hinweg den selben Fallbeispielen, so dass ein Vergleich der einzelnen Fälle untereinander gewährleistet ist.

6.2 Ergebnisse zur Qualität der unabhängigen Variablen

6.2.1 Allgemeiner Überblick

Wie Fig. 6-2 zeigt, lieferten die meisten der untersuchten Fallbeispiele unter den Aspekten *Zielsetzung (ZI)*, *Qualität der Alternativenwahl (AW)* und *Qualität des Umsetzungsprozesses (UM)* mehrheitlich „gute“ bis „exzellente“ Resultate. Knapp 70%, d.h. 7 der 13 bisher umgesetzten Fallbeispiele, konnten eine „sehr gute“ bis „gute“ Praxis im eigentlichen *Umsetzungsprozess* vorweisen und zwei Projekte erreichten hierbei sogar die volle Punktzahl und damit die Beurteilung „exzellent“ (zwei Projekte sind noch nicht realisiert). Der Anteil an „sehr schlecht“ klassifizierten Fällen ist bei der *Qualität der Umsetzung* der Projekte mit 8% gering. Ebenso wiesen 8 von 15 Projekten eine „sehr gute“ bis „gute“ *Qualität der Zielsetzung* und der *Alternativenwahl* auf. Bei der *Qualität der Alternativenwahl* konnte dieses positive Ergebnis sogar trotz der Tatsache erreicht werden, dass zwei der 15 Projekte keine unterschiedlichen Projektvarianten ausarbeiteten und damit in die schlechteste Klasse „sehr schlecht“ fielen.

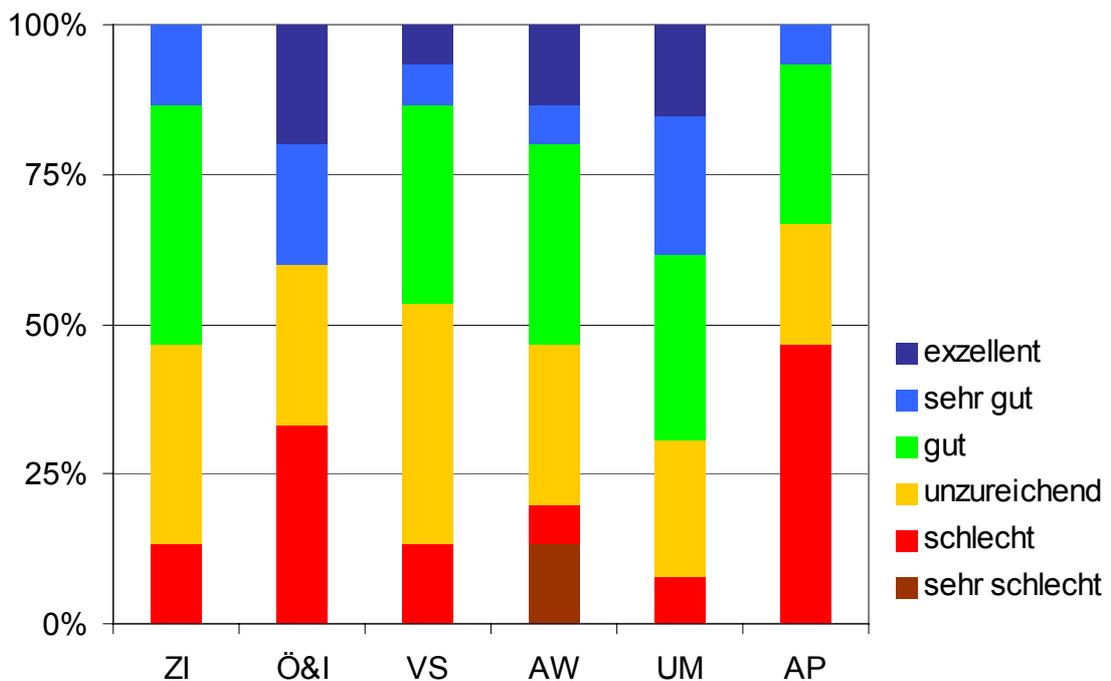


Fig. 6-2: Prozentuale Verteilung der Zustandsklassen aller unabhängigen Variablen aus 15 Fallbeispielen. Die Abkürzungen auf der x-Achse stehen für: „Qualität der Zielsetzung“ (ZI); „Einbezug der Öffentlichkeit und Interessengruppen“ (Ö&I); „Qualität der Voruntersuchungen“ (VS); „Qualität der Alternativenwahl“ (AW); „Qualität des Umsetzungsprozesse“ (UM); „Qualität der adaptiven Projektsteuerung (Monitorings und Erfolgskontrolle“ (AP).

Im Gegensatz zur mehrheitlich positiven Beurteilung der Zielsetzung, Alternativenwahl und Umsetzungspraxis ergab die Evaluation der restlichen Variablen bei mehr als der Hälfte der Projekte eine „unzureichende“ bis „schlechte“ Klassifizierung. Bezüglich des *Einbezugs der Interessengruppen und der Bevölkerung (Ö&I)* trifft dies für 60% der Fallbeispiele zu. Was die *Qualität der Voruntersuchungen (VS)* angeht,

so waren es 53% der Fälle, die Anforderungen nur „unzureichend“ oder „schlecht“ erfüllten. In Bezug auf die *Durchführung der adaptiven Projektsteuerung (AP)*, d.h. in Bezug auf begleitendes Monitoring und Erfolgskontrollen entfielen zwei Drittel der Fallbeispiele in diese Bewertungskategorie. Der Anteil der Projekte, der unter dem Aspekt Monitoring und Erfolgskontrolle gar als „schlecht“ klassifiziert wurde, ist mit sieben Fallbeispielen am höchsten und repräsentiert damit das grösste Defizit der Analyse der unabhängigen Variablen.

Trotz dieser mehrheitlich negativen Bewertung ist *beim Einbezug der Bevölkerung und der Interessengruppen* allerdings eine Besonderheit zu beachten. Die unter diesem Aspekt untersuchten Fallbeispiele lieferten ausgesprochen polarisierte Resultate. Keines der untersuchten Projekte erreichte unter diesem Gesichtspunkt einen mittleren, d.h. „guten“ Bewertungsbereich. Die Ergebnisse zeigen vielmehr, dass diejenigen Projekte, die sich bewusst für eine aktive Einbindung der Stakeholdergruppen und der Bevölkerung entschieden hatten, auch eine ausgesprochen vorbildliche Vorgehensweise praktizieren. Jeweils drei dieser Projekte erfüllten „exzellente“ Voraussetzungen, drei weitere erhielten eine „sehr gut“ Beurteilung. Die restlichen Projekte, d.h. diejenigen Fallbeispiele, die auf eine solch aktive Betreuung der entsprechenden Gruppen verzichteten, erzielten auffallend schlechte Klassifizierungen (27% der Projekte zeigten eine „unzureichende“, ein Drittel der Projekte eine „schlechte“ Praxis).

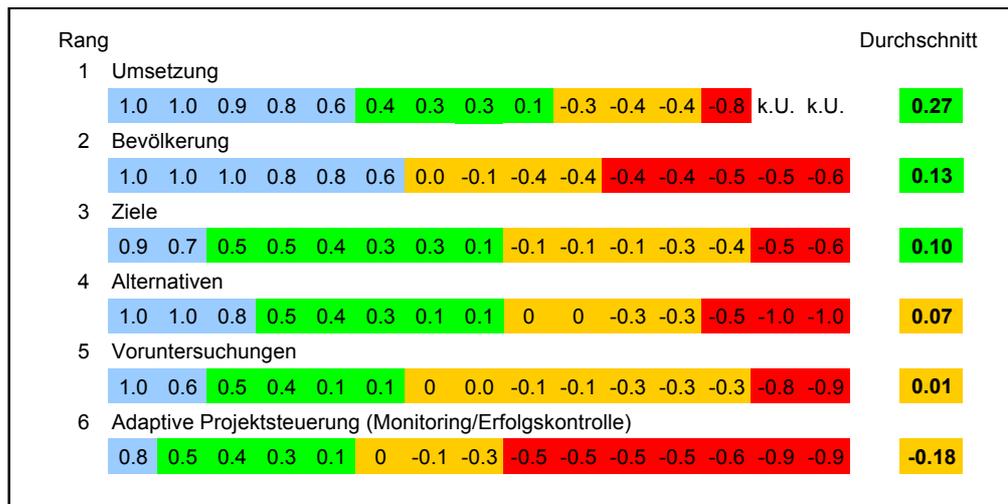


Fig. 6-3: Rangverteilung der erklärenden Variablen aufgrund der durchschnittlichen Punktzahlen aller untersuchten 15 Fallbeispiele. Die Zahlen auf der linken Seite zeigen die Ergebnisse pro Fallbeispiel und Variablen (zwei Projekte waren zum Zeitpunkt der Erhebung noch nicht umgesetzt und sind mit k.U. gekennzeichnet).

Dieser „polarisierende“ Trend wird durch die Gegenüberstellungen der durchschnittlichen Evaluationswerte und einer daraus abgeleiteten Rangfolge bestätigt (Fig. 6-3). Im direkten Vergleich der 90 Einzelbeurteilungen (15 Fälle à sechs Variablen) zeigt sich, dass die Variablen *Qualität der Umsetzung*⁵, *Einbezug der Öffentlichkeit und der Interessengruppen* sowie die Variable *Qualität der Zielsetzung* durchschnittlich

⁵ Der Mittelwert für die Variable „Umsetzung“ bezieht sich auf 13 Projekte, da zwei Projekte zum Zeitpunkt der Untersuchung noch nicht vollständig implementiert waren.

„gute“ Werte erhielten (Ränge 1 bis 3). Auf der normierten Skala von -1 bis +1 lagen die Durchschnittswerte dieser Variablen bei 0.27, 0.13 bzw. 0.10 Punkten. Dagegen erreichten die Kategorien *Alternativenwahl* (Rang 4) *Qualität der Voruntersuchungen* (Rang 5) und *Qualität der adaptiven Projektsteuerung* (Rang 6) nur unzureichende Durchschnittswerte von zwei Mal 0.07, 0.01 und -0.18 Punkten. Auch hier unterstreicht der auffallend tiefe Durchschnittswert die Aspekte des ökologischen Monitorings und Erfolgskontrolle (*adaptive Projektsteuerung*) die grossen Defizite auf dem Gebiet der Begleituntersuchungen.

6.2.2 Überblick über die Ergebnisse der Einzelprojekte

Betrachtet man die Gesamtpformance der Einzelprojekte, die durch den Durchschnittswert aller Variablen eines Projektes repräsentiert wird, so zeigt sich folgendes Bild (Fig. 6-4): 20% der Fallbeispiele (3 Projekte) wiesen eine „sehr gute“ Projektplanung, Umsetzung und Projektsteuerung auf. Die gemittelten und normierten Ergebnisse ergaben für alle sechs unabhängigen Variablen dieser Projekte sehr hohe Durchschnittswerte von je 0.8, 0.7 bzw. 0.6 Punkten. Eines dieser Projekte erzielte in drei der sechs Kategorien („Einbezug der Bevölkerung und der Interessengruppen“, „Qualität der Voruntersuchungen“ und „Qualität des Umsetzungsprozesses“) jeweils „exzellente“ Bewertungen und damit die maximal erreichbare Punktzahlen (vgl. #8 in Fig. 6-5).

Dagegen stand am anderen Ende der Bewertungsskala nur ein Projekt, das eine „schlechte“ Gesamtklassifizierung erreichte (-0.5 Punkte). Dieses Fallbeispiel schnitt in vier der sechs untersuchten Kategorien mit der Bewertung „schlecht“ ab („Qualität der Zielsetzung“, „Einbezug der Bevölkerung“, „Auswahl der Projektvarianten“, „Qualität der adaptiven Projektsteuerung“) und erzielte auch in zwei weiteren Kategorien nur „unzureichende“ Resultate (Fig. 6-5). Die restlichen 11 Projekte erreichten entweder eine „unzureichende“ (6 Projekte) oder „gute“ Klassifizierung (5 Projekte; Fig. 6-4).

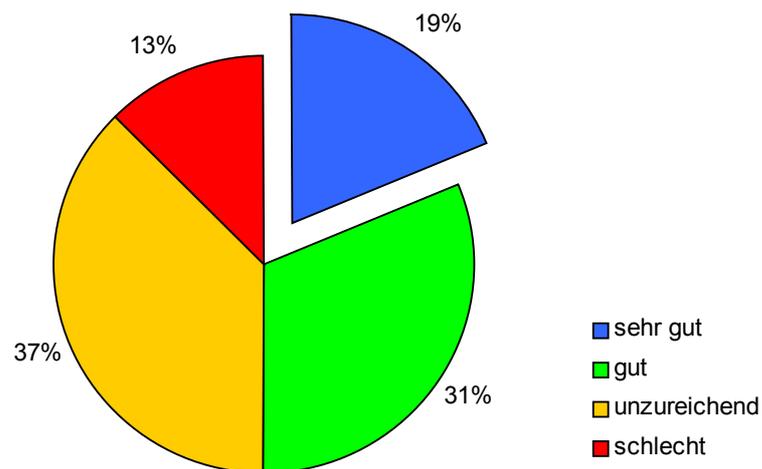


Fig. 6-4: Zustandsbewertung der einzelnen Fallbeispiele.
(Mittelwerte wurden über alle unabhängigen Variablen berechnet).

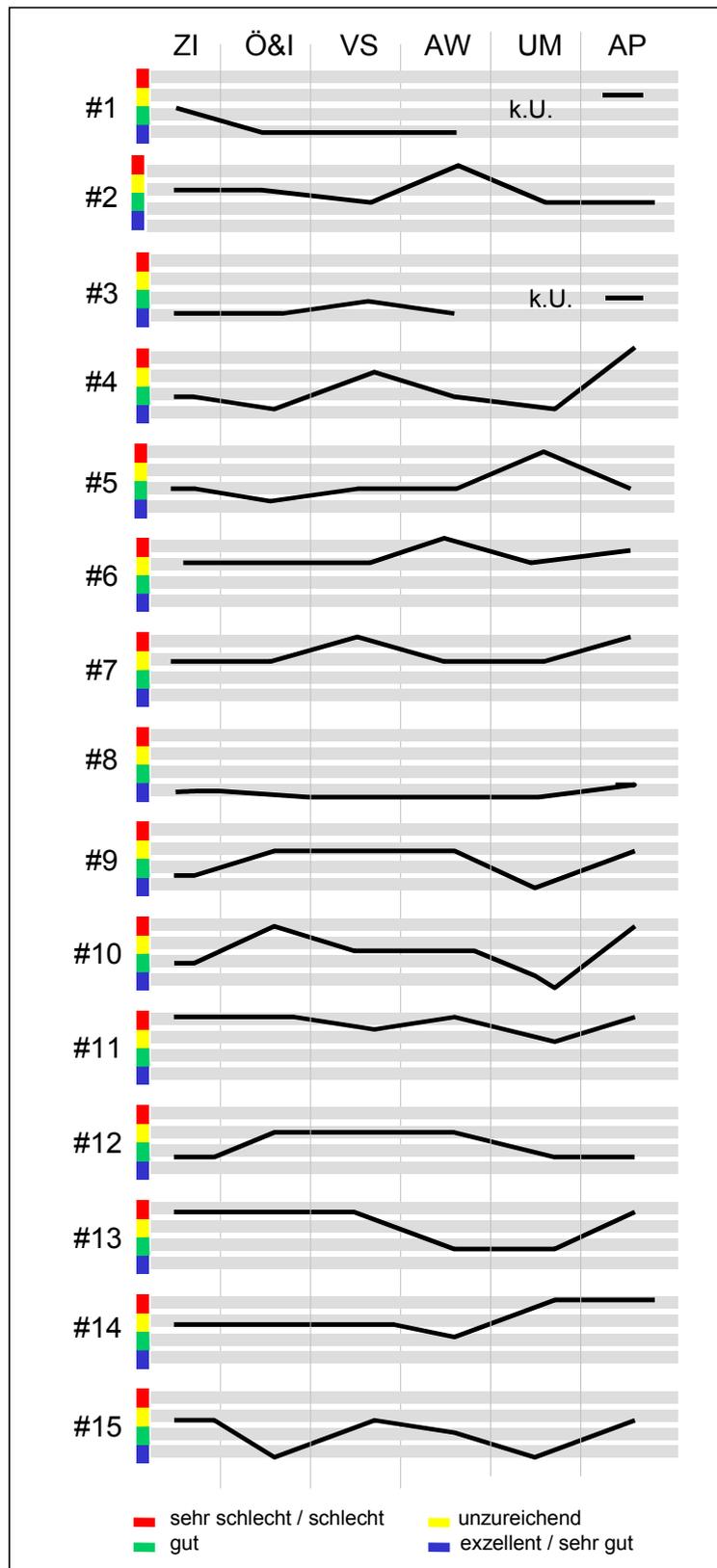


Fig. 6-5: Schematische Zusammenfassung aller Einzelbewertungen: Reihen mit #1-#15 repräsentieren einzelne Fallbeispiele; Bewertungsergebnisse, die bei den erklärenden Variablen erzielt wurden, sind in den Spalten mit ZI (Qualität der Zielsetzung) Ö&I (Einbezug der Öffentlichkeit und Interessengruppen), VS (Qualität der Voruntersuchungen), AW (Qualität der Alternativenwahl), UM (Qualität des Umsetzungsprozesse) AP (Qualität der adaptiven Projektsteuerung) abgekürzt; (k.U. = keine Umsetzung).

6.2.3 Detailanalyse

Die nachfolgende Detailanalyse konzentriert sich auf einzelne Schlüsselemente, die bei der Durchführung der Fallbeispiele eine zentrale positive oder negative Rolle spielten. Die Auswertung der einzelnen Variablen erfolgte anhand einer Zusammenfassung aller Untersuchungsergebnisse (Tab. 6-1 bis Tab. 6-6) sowie anhand repräsentativer Kernaussagen der Interviewpartner. Alle Fragen, die im Themenfeld einer Variablen die beste Beurteilung erhielten, sind mit ↗ gekennzeichnet. Diejenigen, die die schlechteste Beurteilung erhielten mit ↘ und alle dazwischen klassifizierten Resultate mit →. Auffallende Trends, einheitliche oder widersprüchliche Umsetzungspraktiken bzw. wegweisende Erfahrungen werden anhand des Interviewmaterials besonders hervorgehoben. Damit steht der Erkenntnisgewinn über die Zusammenhänge und Schlüsselemente einer erfolgreichen Revitalisierungspraxis im Vordergrund der Analyse.

6.2.4 Detailanalyse zur Qualität der Zielsetzungen

Wie in Tab. 6-1 dargestellt, zeichnen sich die Projekte durch sehr unterschiedliche Niveaus aus, was die Qualität der Zielsetzung betrifft. Die Beurteilung dieser Variablen streut von Projekt zu Projekt deutlich. Kein Projekt erreichte die volle Punktzahl. Im besten Fall konnten 0.9 Punkte (Projekt #8), im schlechtesten Fall nur -0.6 Punkte (Projekt #13) vergeben werden.

Tab. 6-1: Detailauswertung zur Qualität der Zielsetzungen der Fallbeispiele. #1-#15 entspricht der Nummer der Fallbeispiele, dunkel unterlegt = beste Beurteilung, hell unterlegt = schlechteste Beurteilung; Z11-Z18 beziehen sich auf die Evaluationsfragen in Tab. 5-7.

	#1	#2	#3	#4	#5	#6	#7	#8	#9	#10	#11	#12	#13	#14	#15	total	normiert
(Z11)	-1	0	1	0	0	1	1	1	-1	0	0	0	0	1	1	4.0	0.27
(Z12)	-1	-1	1	1	1	-1	-1	1	1	1	-1	-1	-1	-1	1	-1.0	-0.07
(Z13)	1	0	k.A.	0	0	0	0	1	0	1	0	1	-1	0	0	3.0	0.21
(Z14)	1	-1	1	1	-1	1	1	1	1	1	-1	1	-1	-1	-1	3.0	0.20
(Z15)	1	-1	0	-1	-1	-1	-1	1	-1	0	-1	-1	-1	-1	-1	-9.0	-0.60
(Z16)	1	0	1	1	0	-1	-1	1	1	1	-1	0	-1	0	0	2.0	0.13
(Z17)	1	0	1	1	1	-1	-1	1	0	-1	-1	1	0	0	0	2.0	0.13
(Z18)	1	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	-1	-1	7.0	0.47
total	4	-2	5	4	1	-1	-1	7	2	3	-4	2	-5	-3	-1	11.0	
normiert	0.5	-0.3	0.7	0.5	0.1	-0.1	-0.1	0.9	0.3	0.4	-0.5	0.3	-0.6	-0.4	-0.1		0.10

↗ Stellenwert der ökologischen Zielsetzung Differenziert nach den einzelnen Fragen konnte das beste Resultat (0.47 Punkte) bei der Frage ZI 8 zum Stellenwert der ökologischen Zielsetzung erreicht werden. Nur in zwei der 15 Fallbeispiele spielten die ökologischen Ziele eine untergeordnete Rolle. In vier Fällen bestand ein ausgewogenes Verhältnis zwischen ökologischen und anderen Zielen. Neun Fälle waren reine Revitalisierungsprojekte und wurden mit einer entsprechend ökologisch dominierten Zielsetzung durchgeführt.

Operationalisierung
der Projektziele

Die grössten Defizite zeigten sich bei der Darstellung und Formulierung der Projektziele. Zwar übersetzten 9 der 15 Projekte übergeordnete Leitbilder in ökologische Teilziele (ZI 4), aber nur gerade zwei Projekte wiesen eine sehr gute Praxis bei der Operationalisierung dieser Ziele aus (ZI 5). Die Frage nach der *Qualität der Operationalisierung* erhielt daher mit -0.6 Punkten die schlechteste Gesamtbeurteilung. Wie durch die repräsentativen Aussagen unten deutlich wird, wurden ökologische Ziele teilweise auf geradezu saloppe Weise dargestellt, was offenbar auch von Seiten einiger Interessengruppen nicht als grösseres Defizit erkannt wird.

„Unsere Ziele waren **eher vage formuliert**. Wir haben einfach gesagt: ‚ich will das natürlicher machen‘, ‚**ich will dass sich die Fische wohl fühlen**, ich will dass sich die Leute wohl fühlen‘.“
(Projektmanager Schweiz)

„Es ist die Frage was man unter eindeutig versteht. Also es **gab keine schriftliche Ausarbeitung** [der Ziele], **vieles hat sich im Laufe der Arbeit ergeben**. [...] Zwar gab es Oberziele, aber nicht so im einzelnen, in Form von Arbeitsschritten.“
(Projektleitung, Deutschland)

„Nein, **genaue Visionen in diesem Sinne hatten wir nicht**. Wir wussten einfach was wir wollten, wir wollten eine grösstmögliche Anbindung des Auenwalds, das war eines der grössten Ziele. Zudem möglichst wenige Festverbauungen und so viele Aufweitungen wie möglich **aber das war schon sehr allgemein**.“
(Verhandlungsführer eines Umweltverbands, Schweiz)

„Man wollte es schöner machen. Man hat gesagt, diese **gradlinige Linienführung**, die mal am Reißbrett, vor annähernd 100 Jahren gemacht worden ist, die ist unnötig. **Es soll ein bisschen schöner werden, gefälliger, naturnaher**.“
(Beamter, Deutschland)

Diese etwas lässige Formulierung der ökologischen Ziele stand bei einigen Projekten in grosser Diskrepanz zur Qualität der wasserbaulich/technisch Zielvorgaben. Insbesondere fehlt den meisten Projekten eine klare Darstellung zu Zielobjekt, Zielausmass, Ortsbezug und Zeitbezug (bis wann und in welchem Ausmass sollen wo welche Ziele erfüllt sein?). Hier besteht unter dem Aspekt der Zielsetzung eindeutig der grösste Handlungsbedarf.

→
Prozess der Zielsetzung

Was den Prozess der Zielsetzung (Fragen ZI 1-3) betrifft, so zeigten die Projekte folgende Tendenz: Die Projektziele wurden zwar mehrheitlich von Beginn an in Zusammenarbeit mit den verantwortlichen Planungsbüros entwickelt. Allerdings fand der Prozess der Zielentwicklung nur in fünf der untersuchten Fälle tatsächlich in einem interdisziplinären Team statt (ZI 1). Defizite bei der Zielfindung traten insbesondere unter dem Aspekt des adaptiven Managements auf. In sechs Fallbeispielen unterstützten die Ergebnisse aus früheren Projekten ein adaptives Management bzw. waren die Ziele so formuliert, dass sie eine stufenweise Anpassung im Projektverlauf ermöglicht hätten (ZI 2). Selbst bei den jüngeren Projekten scheint der Gedanke einer adaptiven Planung nicht sehr verbreitet zu sein. Dennoch zählt die Formulierung eines allgemeinen Leitbilds heute zur gängigen Praxis im Fließgewässer Management. Allerdings erfolgte die Übersetzung dieser Leitbilder in ein einfaches Konsenspapier oder eine Art Projektpräambel nur in vier Fällen (ZI 3). Diese Projekte sprachen sich jedoch einstimmig für die grossen Vorteile ein solches Instrumentes aus, wie die zwei Zitate unten exemplarisch zeigen.

“...the most critical thing that came out of that was what’s called ‘the living river strategy’.

This was a very brief paragraph. It was about four sentences that articulated, what this project was all about. That was the primary goal.

I remember the meeting, when this vision came out. I was looking around and see the sea of faces nodding and saying: ‘this is what we want’.
[...]
It was the agreement on the primary goal and whenever there was a difficulty later in the project, people would go back and say: ‘we might not agree with this small detail down here. But we live in this valley and this is the vision that we all want to see and we can all stand behind that’.

So, when you talk about a goal, firstly you have to bring people to common vision.”
(scientific adviser, USA)

*„Inzwischen haben wir so etwas wie eine Präambel eingeführt. Es gibt unheimlich viele Untersuchungen zum Ist-Zustand. Aber wir wollten bewusst auf nur zwei Seiten niederschreiben, wie es grundsätzlich mit dem Fluss weitergehen soll. Das ganze sollte so niedergeschrieben sein, dass es wirklich auch ein Bürgermeister, ein Gemeinderat oder ein Fischer durchliest. [...]. **Das hat sich sehr bewährt.** Es braucht darin eine sehr kurze Zielformulierung, auf die sich alles zurück bringen oder reduzieren lässt. Wenn jemand sagt ‚aber das wollen wir doch gar nicht oder das ist doch der falsche Weg‘ dann kann man nachschauen und sieht ‚hoppla, das steht in der Präambel drin‘. [...] **Der grosse Vorteil einer solcher Präambel ist, dass wirklich alle sehen, um was es geht.**“*
(Planungsbüro, Österreich)

→
Relevanz der
ökologischen Ziele

Was die Relevanz der ökologischen Ziele (Fragen ZI 6-7) betrifft, so ist festzustellen, dass die Zielsetzung der Projekte in der Regel zwar aufgrund einer historischen Analyse stattfand (nur vier Projekte weisen hier Defizite auf, ZI 7). Allerdings fehlt den meisten Projekten eine detaillierte Analyse der Nutzung des Umlandes als Entscheidungsgrundlage, was aufgrund der Ergebnisse der ersten Interviewserie als unzureichend anzusehen ist. Ein weiteres interessantes Resultat zeigte sich bei der Frage nach dem zentralen Fokus der Zielsetzungen. Hier konnte ein deutlicher zeitlicher Zusammenhang zwischen der Gestaltungsphilosophie und dem Zeitpunkt der Umsetzung ermittelt werden, wie die repräsentativen Zitate unten zeigen.

„Im Außenbereich waren es Fehler die wir gemacht haben und zwar von der Mäandrierung her. Die Radien waren teilweise zu klein. Nach dem ersten Hochwasser war das alles weg. [...] **Anfangs dachte man, man muss bauen, muss etwas vorgeben. Mittlerweile wissen wir, man muss den Raum zur Verfügung stellen**, wir müssen vielleicht Initialmaßnahmen starten und dann das Gewässer sich selbst überlassen. Das war der Weg in den letzten zwölf Jahren kann man sagen.“

Landesbeamter, Deutschland
(in Bezug auf ein Pilotprojekt,
das Anfang der 1990er Jahre realisiert wurde)

„Es wurde alles gestaltet. Die ganze Linienführung und Ufergestaltung wurde geplant und auch so umgesetzt.
Es ist nicht so, dass man für das Gewässer einfach Platz gemacht hat.
Man hat nicht das Gewässer es selber durchführen lassen, sondern man hat die Revitalisierung selber durchgeführt. Insbesondere deswegen weil die Gewässer auch eine ganz geringe Dynamik haben.“

Kantonaler Beamter Umweltamt, Schweiz
(in Bezug auf zwei Projekte, die Mitte der 1990er Jahre realisiert wurden)

„Ja, wir hatten die Ziele flächenmässig festgeschrieben und dann haben wir gesagt, wir wollen mit möglichst wenig Starthilfen arbeiten. Wir wollten also nichts modellieren und selber gestalten. Wir wollten auf dieser Fläche also nichts tun, sondern den [Fluss] machen lassen [...] **Es war ein Hauptziel, die Eigengestaltung und Eigendynamik des Flusses zuzulassen.**“

Kantonaler Angestellter, Schweiz
(in Bezug auf ein Projekt, das Ende der 1990er Jahre realisiert wurde)

Ältere Projekte, die meist noch als Pilotprojekte durchgeführt wurden, waren deutlich stärker durch „aktive Gestaltungsmaßnahmen“ (wie Laufgestaltung oder grossflächige Pflanzungen) gekennzeichnet. Dagegen zeigten die die neueren Projekte einen positiven Trend und rückten immer häufiger die Eigendynamik der Gewässer als Gestalterin ins Zentrum (6 der 15 Projekte). Fünf weitere Projekte legten zwar ihren Schwerpunkt auf die Wiederherstellung einer natürlichen Morpho- und Hydrodynamik, eine explizite Selbstorganisation fehlte hier jedoch.

6.2.5 Detailanalyse zum Einbezug der Öffentlichkeit und der Interessengruppen

Betrachtet man die Ergebnisse aus Tab. 6-2 so wird deutlich, dass aus den untersuchten Projekten keine einheitliche oder „allgemein gängige Praxis“ beim Einbezug der Öffentlichkeit oder der Interessengruppen abzuleiten ist. Die Beurteilung der Variablen zeigt jedoch zwei grosse Trendlinien. In der ersten Gruppe finden sich gleich drei Projekte, die durch eine vorbildliche Praxis gekennzeichnet sind und mit der höchst möglichen Punktzahl (Projekte #1, #3 und #8) beurteilt wurden. In der anderen Gruppe sind dagegen Projekte zusammengefasst, die in den meisten der Untersuchungskategorien nur sehr unzureichende Voraussetzungen erfüllten. Das schlechteste Ergebnis liegt mit -0.6 Punkten genauso tief wie das schlechte Ergebnis bei den Zielsetzung (Projekt #10). Allerdings steht dieses Ergebnis neben weiteren schlechten Wertungen nicht isoliert (2 Projekte mit -0.5 Punkten; vier Wertungen mit -0.4 Punkten).

Tab. 6-2: Detailauswertung zum Einbezug der Interessengruppen und der Öffentlichkeit. #1-#15 entspricht der Nummer der Fallbeispiele, dunkel unterlegt = beste Beurteilung, hell unterlegt = schlechteste Beurteilung; Ö&I1-Ö&I8 beziehen sich auf die Evaluationsfragen in Tab. 5-8.

	#1	#2	#3	#4	#5	#6	#7	#8	#9	#10	#11	#12	#13	#14	#15	total	normiert
(Ö&I1)	1	1	1	1	1	-1	-1	1	-1	1	-1	0	0	1	1	5.0	0.33
(Ö&I2)	1	-1	1	1	1	1	1	1	1	-1	1	1	-1	-1	1	7.0	0.47
(Ö&I3)	1	1	1	1	1	-1	-1	1	-1	0	-1	-1	0	1	1	3.0	0.20
(Ö&I4)	1	-1	1	1	1	0	0	1	0	-1	-1	-1	-1	-1	1	0.0	0.00
(Ö&I5)	1	0	1	1	0	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1	1	1	1	1.0	0.07
(Ö&I6)	1	-1	1	-1	-1	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-9.0	-0.60
(Ö&I7)	1	1	1	1	1	-1	-1	1	-1	-1	-1	1	-1	1	1	3.0	0.20
(Ö&I8)	1	-1	1	1	1	1	1	1	1	-1	1	-1	-1	-1	1	5.0	0.33
total	8	-1	8	6	5	-3	-3	8	-3	-5	-4	-3	-4	0	6	15.0	
normiert	1.0	-0.1	1.0	0.8	0.6	-0.4	-0.4	1.0	-0.4	-0.6	-0.5	-0.4	-0.5	0.0	0.8		0.13

Information der Öffentlichkeit

Unter Betrachtung der Einzelfragen schnitt die Informationspolitik der Projekte mit Abstand am besten ab (Ö&I 1-2). Nur in vier der untersuchten Fälle fand keine aktive Information der Bevölkerung statt. In allen anderen Projekten wurde die Öffentlichkeit zumindest über Zeitungen, Informationsveranstaltungen oder Gemeindeversammlungen über die geplanten Aktivitäten aufgeklärt. Damit erzielte die Frage Ö&I 2 mit 0.47 die höchste Bewertung. Bei neun der 15 Projekte gab es zudem eine aktive Einbindung der wichtigsten Interessengruppen. Diese waren entweder in Form einer eigenen Begleitgruppe am Projekt beteiligt oder aber durch lose regelmässigen Austauschtreffen (Ö&I 1). In

zwei Fällen wurden nur die Grundeigentümerinnen oder Grundeigentümer als relevante Interessensgruppen aktiv beteiligt. (Da dies zwar relevante, aber sicherlich nicht alle relevanten Interessensgruppen sind, erhielten die Projekte Null Punkte).

▼
Kompetenz &
Aufgabenbereich der
Beteiligten

Was den Kompetenzbereich der Bevölkerung betrifft, so schnitten die Projekte in der Regel sehr unzureichend ab. Nur die drei bestklassifizierten Projekte wiesen eine fortschrittliche Praxis der Öffentlichkeitsarbeit auf, in dem sie thematische Workshops, Fokusgruppen oder ähnliche Informationsveranstaltungen durchführten. Bei den restlichen 11 Projekten gab es keine vergleichbaren Aktivitäten (Ö&I 6). Wenn es um das tatsächliche Mitbestimmen und Mitentscheiden ging, so waren die Interessensgruppen in acht der untersuchten Fallbeispiele am Entscheidungsprozess zur Auswahl der Massnahmen beteiligt (I&Ö 3). Der Bevölkerung wurde in neun Fällen ermöglicht, die Projektziele zu kommentieren, allerdings konnte sie nur in sechs dieser Fälle über entstehende Nutzungskonflikte öffentlich diskutieren, um so Einfluss auf die Projektentwicklung zu nehmen (Ö&I 4). Die Interessensgruppen wurden in sieben Fällen durch Fachpersonen sowohl unter technischen als auch unter wissenschaftlichen Gesichtspunkten aufgeklärt, in zwei Fällen nur unter vorwiegend technischen Aspekten. Grundsätzlich scheinen die US-amerikanischen Projekte eine fortschrittliche Praxis der öffentlichen Partizipation umzusetzen. Wie die Zitate unten zeigen, liegt diese unterschiedliche Praxis sicherlich auch daran, dass in den USA mit der NEPA (National Environmental Policy Act) seit über 25 Jahren eine gesetzliche Richtlinie besteht, die ganz klare Forderungen in Bezug auf öffentliche Partizipation enthält. Eine ähnliche gesetzlich verankerte Beteiligung der Stakeholdergruppen fehlt in den untersuchten europäischen Ländern. Wie einige der repräsentativen Zitate unten ebenfalls zeigen, ist ein solcher Prozess zwar im Vergleich zu manch europäischen Projekten aufwändiger, er scheint sich aber dennoch aus Sicht der Projektverantwortlichen zu lohnen. Offenbar war in einigen Fällen v.a. der Prozess der Vertrauensbildung als Entscheidungsbasis zentral wichtig. Dies konnte auch bei einzelnen europäischen Pilotprojekten beobachtet werden, bei denen ein intensiver Partizipationsprozess zwar zu Anfang nicht ausdrücklich geplant war, sich im Projektverlauf aber so entwickelte und im Nachhinein als äusserst positiv bewertet wurde.

*“So we had four or five core meetings with the public where **everybody was invited**. We did do some focus group outreach but we also had public meetings. Normally in an EIS* process you may have three meetings. You have an initial scoping meeting then you submit the draft and the public gives the comments on the draft and then you may present the final.*

*We had five and we went back to the public a number of times. **So we had different technical team set-ups with a subject expert on it and staff associated with that, to get all the information we needed to get out.** And then, out of those hundred people we had, what we call the core team of about 30 of us, where we had the chairs of each of those technical teams plus the team that was actually doing the EIAs and other represents.”*

(project manager, USA)

[EIS = environmental impact studies, Anmerkung]

“Legally, within an environmental impact statement, you have to look at different alternatives and you have to do an alternative analysis.

The beauty was, that the preferred plan, by the time we got to that point, was accepted by everyone. Everybody took ownership on it, so ‘this is my plan’, ‘I have been working on this for six or nine months’, ‘my thoughts and ideas are included in that alternative’.

This was true for the property owners and everyone who participated. Everybody who participated felt: ‘This is my project!’ - this is the wonderful thing about it

[...]

There was a small management group, which was three or four people plus the main agencies. They actually chaired each of those four committees. Beneath that, there was more of a technical group, which was all of the consultants. Below that, there was the general public. The committees were very broad based but they were a more manageable group.

I would say, the beauty of that was, that 320 or 360 people, something like that, were participating in these public meetings.”
(scientific adviser; USA

→
Zeitpunkt & Dauer
der Einbindung

Was die zeitlichen Aspekte der Partizipation der Interessengruppen und/oder der Bevölkerung betrifft (I&Ö 7-8), so zeigen die Ergebnisse, dass diejenigen Projekte, die den Einbezug dieser Gruppen für wichtig erachteten, auch in Hinblick auf den Zeitpunkt und die Dauer des Einbezugs eine gute Praxis aufweisen. In den neun Fällen, in denen Interessengruppen beteiligt waren, wurden diese mit Ausnahme eines Falls bereits zum Zeitpunkt der Projektplanung und über den gesamten Projektverlauf eingebunden (I&Ö 7). Die Bevölkerung wurde in 10 Fällen spätestens dann informiert, als technische Konzepte zur Auswahl standen (I&Ö 8). Alle anderen Projekte zeichneten sich wie oben bereits erwähnt durch einen sehr rudimentären Einbezug der Interessengruppen und der Bevölkerung aus, was das mittelmässige Gesamtergebnis dieser Kategorie erklärt.

6.2.6 Detailanalyse zur Qualität der Voruntersuchungen

Beim Thema Voruntersuchungen streuten die Ergebnisse in Bezug auf den Qualitätsstandard noch deutlicher als bei den beiden vorherigen Variablen (Tab. 6-3). Nur ein einziges Projekt (#8) konnte die volle Punktzahl erreichen, alle anderen Projekte wiesen mehr oder weniger grosse Defizite bei der Qualität der Voruntersuchungen auf. Mit -0.9 Punkten schnitt das Projekt #13 am schlechtesten ab.

Tab. 6-3: Detaillauswertung zur Qualität der Voruntersuchungen. #1-#15 entspricht der Nummer der Fallbeispiele, dunkel unterlegt = beste Beurteilung, hell unterlegt = schlechteste Beurteilung; VS1-VS8 beziehen sich auf die Evaluationsfragen in Tab. 5-9.

	#1	#2	#3	#4	#5	#6	#7	#8	#9	#10	#11	#12	#13	#14	#15	total	normiert
(VS1)	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	-1	-1	-1	0	0	-1.0	-0.07
(VS2)	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-13.0	-0.87
(VS3)	1	1	1	0	0	1	-1	1	0	1	0	1	-1	0	1	6.0	0.40
(VS4)	1	-1	1	-1	1	-1	-1	1	1	1	1	1	-1	-1	-1	1.0	0.07
(VS5)	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	12.0	0.80
(VS6)	1	1	1	1	1	1	-1	1	1	1	1	1	-1	1	1	11.0	0.73
(VS7)	1	1	-1	-1	-1	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-9.0	-0.60
(VS8)	1	1	1	-1	0	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-6.0	-0.40
total	5	3	4	-2	1	-1	-6	8	0	1	-2	0	-7	-2	-1	1.0	
normiert	0.6	0.4	0.5	-0.3	0.1	-0.1	-0.8	1.0	0.0	0.1	-0.3	0.0	-0.9	-0.3	-0.1		0.01

➤ Die detaillierte Betrachtung der einzelnen Fragen zum Thema Voruntersuchungen zeigt, dass alle Fallstudien über eine projektbegleitende Fotodokumentation verfügten und auch mehrheitlich, d.h. in 11 Fällen vor Umsetzung der Massnahmen abiotische Schlüsselparameter wie morphologische oder hydrologische Kenngrössen erfassten (VS 5). Ebenso positiv ist zu bewerten, dass nur zwei der untersuchten Projekte auf biologische Voruntersuchungen verzichteten (VS 6), wengleich das Niveau der biologischen Analysen sehr stark schwankte, wie die Auswertung unten zeigt. Zudem wiesen 12 Projekte ein sehr grosses Defizit auf, was die Untersuchung funktioneller Indikatoren betrifft. Dieser in der Literatur so häufig gewünschte Bewertungsaspekt, kommt in der Praxis nur sehr selten zur Anwendung, was durch die Klassifizierung mit -0.6 Punkte bestätigt wurde. Dieses Ergebnis spricht allerdings vermutlich dafür, dass die Methoden für einen Praxisgebrauch bis lang noch nicht sehr geeignet sind (vgl. Diskussion in Kap. 2). Allgemein ist zu berücksichtigen, dass die positiven Beurteilungen der Fragen VS 5 und VS 6 nichts über die Inhalte der Untersuchungen aussagen. Sie dokumentieren lediglich, ob irgendwelche Untersuchungen stattgefunden haben oder nicht. Im Gegensatz zur positiven Klassifizierung der Fragen VS 5-6 stehen daher methodisch-konzeptionelle Standards, nach denen die Untersuchungen durchgeführt wurden.

➤ Nur ein einziges der untersuchten Fallbeispiele (#8) erfüllte die methodisch-konzeptionellen Anforderungen mit der vollen Punktzahl. Die Frage VS 2 erzielte deshalb mit -0.87 Punkten die schlechteste Beurteilung. Das heisst in anderen Worten, allein das Projekt #8 führte die Voruntersuchungen nach einem einheitlichen Verfahren durch und führte diese Daten anschliessend in eine zentrale Datenbank, um die Ergebnisse mit anderen Projekten und einer nachfolgenden Erfolgskontrolle vergleichen zu können. Ebenso war das Projekt #8 das einzige, welches im Rahmen einer Überblicksanalyse nicht nur existierende Daten systematisch ausgewertet hatte, sondern zusätzlich auch Interviews mit Interessengruppen durchführte, um die Auswahl der Untersuchungsstrecken festzulegen (VS 1). Wie das Zitat unten zeigt, lag bei diesem Projekt ein umfassendes Untersuchungsprogramm vor, um den Ausgangszustand zu ermitteln und um spätere Ergebnisse der Erfolgs-

kontrolle fundiert vergleichen zu können. Dieses Projekt könnte damit eine gewisse Vorbildfunktion übernehmen und ist deshalb etwas ausführlicher zitiert.

„Wir haben eine **komplette Abflussberechnung** gemacht, es gibt perfekte **Orthofotos**, es gibt zusätzliche Befliegungen, bei denen Fotos gemacht wurden. Dann wurden über die 60km **terrestrisch Talquerprofile** gemessen über den ganzen Talgrund und auf dieser Basis ist ein hydrologisches und hydraulisches Modell gerechnet worden. [...]

Nebenbei sind sehr intensive **Geschiebeuntersuchungen** gemacht worden. Diese Untersuchungen beruhen nicht nur auf Berechnungen, sondern auf detaillierten Erhebungen, für die z.B. Geschiebefallen gebaut wurden. Man hat also ein sehr grosses Augenmerk auf die Geschiebefrage gelegt.

Daneben wurden auch noch die **Grundwasserverhältnisse** untersucht und die **Nutzungen und Widmungen**. Zudem ist die **Vegetationsstruktur** erhoben worden und in speziellen Gebieten sehr detaillierte vegetations- und **pflanzenökologische Aufnahmen**. Dann gab es noch **ornithologische und amphibienökologische** Untersuchungen und Erhebungen im Bereich des **Makrozoobenthos** und **Fischerei** ökologische Untersuchungen.

Ja, das war's eigentlich von der ökologischen Seite. [...]

Parallel dazu werden im Rahmen der Vorstudie auch **Interviews mit regionalen Experten** durchgeführt. Das klingt jetzt bisschen gut, aber im Prinzip sind das Gespräche mit wichtigen Leuten und man redet einfach mit den Leuten. Daraus ergibt sich dann ein Bild, was wichtig bei dem Gewässer und v.a. wo die Probleme bei dem Gewässer liegen. [...]

Man bekommt also zunächst einmal eine Umfeldanalyse. Aufbauend auf diese Umfeldanalyse wird dann das Untersuchungsprogramm für das Gewässerbetreuungskonzept entwickelt.“
(Projektverantwortlicher Projekt #8)

Im Gegensatz zur vorbildlichen Praxis im obigen Fall, lassen die methodisch-konzeptionellen Anforderungen in den anderen Fallbeispielen oft zu wünschen übrig. Wie die repräsentativen Zitate unten zeigen, wurde häufig eher das untersucht, was im näheren „Projektumfeld“ problemlos möglich war bzw. „was schon immer untersucht“ wurde. Dies war häufig aber nicht das, was aufgrund fachlich konzeptioneller Überlegungen am sinnvollsten gewesen wäre. Dies betrifft sowohl die Zusammenstellung der Indikatoren, als auch das methodische Design der Untersuchungen.

„Ganz einfach gesagt war das so:
 Man hat einmal einen Umweltverträglichkeitsbericht vom Ist-Zustand gemacht und geschaut wer das machen kann und es war klar, das machen die Ökologen.
 Bei der Frage, welche Ökologen das machen sollten, sagte man: **„Aha, das ist der einheimische Ökologe, der kann es machen und der ist Spezialist für Laufkäfer“.**
Also gut, dann schauen wir die Laufkäfer an.

Das ist jetzt zwar etwas spitz formuliert.
 Der Ökologe hat wirklich tolle Sachen über die Laufkäferpopulationen im ganzen Abschnitt geschrieben. Aber wollen wir mit der Aufwertung vom Flussraum die Laufkäferpopulation fördern? Das ist auch eine wichtige Art, aber das ganze stand nicht im Zusammenhang zu einem grösseren Konzept.“
 Kantonales Amt (Schweiz)

„Wir haben hier festgestellt, dass wir über Gott und die Welt Daten haben, aber nicht über die Wasserqualität bei Niederwasser und bei Hochwasser. Oder anders gesagt, **die Daten wurden einmal im Monat erhoben und nicht ereignisorientiert.**“
 Kantonales Amt, Projektleiter (Schweiz)

„Ja die Ausgangssituation wurde schon erfasst, aber **nicht in dem Sinn sehr umfassend.**“
 Kantonaler Beamter (Schweiz)

„**Ja, selbstgestrickte Indikatoren** gab's in verschiedenen Teilbereichen, wenn ich jetzt an Macrozoobenthos denke, da gab es ja schon Vorgaben. Da gab es entsprechende Kriterien an denen man sich entlang hangeln konnte, aber nicht für das gesamte System.“
 (Städtischer Beamter, Deutschland)

Insgesamt zeigen diese Ergebnisse deutlich, dass bei den meisten Revitalisierungsprojekten offenbar ein grosses Defizit an einheitlichen methodischen Richtlinien besteht, nach denen ökologische Voruntersuchungen systematisch zu erheben wären. Damit erklärt sich auch das grosse Defizit an zentralen (z.B. nationaler oder kantonaler) Datenbanken, die den ökologischen Zustand der Gewässer dokumentieren und vergleichen könnte.

→
 Referenzdaten und
 Umfang der
 Untersuchungen

Was die Erhebung von Referenzdaten angeht (VS3-4), so zeigten die meisten Projekte mässige Bewertungsergebnisse. Nur zwei Fälle (#7 und #13) erhoben keinen Ist-Zustand als zeitliche Referenz (VS 3). In einem dieser Fälle lagen gar keine Analysen zum Ist-Zustand vor, im anderen Fall wurden ausschliesslich existierende Daten ausgewertet und auf aktuelle Untersuchungen verzichtet. Alle restlichen Projekte erhoben den ökologischen Ausgangszustand der späteren Revitalisierungsstrecke, wobei diese Untersuchungen nur in sieben Fällen explizit in Zusammenhang zu einer späteren Erfolgskontrolle standen. Ebenso fanden bei knapp der Hälfte aller Fälle keine Untersuchungen einer unabhängigen Referenzstrecke statt. Sieben Fallbeispiele untersuchten weder eine unbeeinflusste Strecke ober - bzw. unterhalb der geplanten Massnahmen, noch zogen sie Vergleichsdaten aus einem unbeein-

flussten Vergleichsgewässer hinzu. Tendenziell war die Erhebung einer zeitlichen und räumlichen Referenz bei den grossen neueren Projekten bzw. bei den ersten Pilotprojekten besser ausgeprägt, als bei kleineren Revitalisierungen, die zeitlich in der Mitte der 1990er Jahre angesiedelt werden können. Wie die Zitate unten zeigen, wurde als Begründung für die teils mangelhaften Referenzuntersuchungen v.a. das Fehlen geeigneter Strecken angeführt oder die Tatsache erwähnt, dass man die gewünschten Zielzustände aufgrund von Erfahrungswerten bereits kennt, weshalb sich konkrete Untersuchungen erübrigen würden. Die Notwendigkeit einer unabhängigen Begleituntersuchung zur Erkennung und Dokumentation kausaler Zusammenhänge, die den Sinn der Massnahmen belegen könnten, wurde offenbar nicht erkannt.

„Man hat bei dieser Umgestaltung vorwiegend auf das geguckt, was man oberirdisch so sehen kann und hat gesagt, wenn die Vegetation und die Linienführung und die Strömungsdiversität halbwegs vergleichbar sind, dann ist der Rest auch schwer in Ordnung.

*Ich glaube, man hat nicht mal die Vegetation kartiert. Man hat gewusst da wächst das, das, das und das und das müssen wir hier auch hin bekommen. Aber man hat nicht angefangen zu zählen und Bestandslisten zu machen. **Man weiß ja was so das standortgerechte Arteninventar ist**“.*
Landesbeamter (Deutschland)

*„Nein, mit Referenzstrecken wurde nichts gemacht. Man muss da auch sehen, dass es in dieser Situation sehr **schwer ist, einen naturnahen Zustand zu erreichen**. Und wenn man dann noch das Ziel hat, ein Laichgewässer für Seeforellen zu machen, dann ist man relativ stark eingeschränkt.“*
Kantonaler Beamter (Schweiz)

*„Also ich denke, **es ging vor allem um das einzige Gewässer hier, das noch einen halbwegs intakten Gehölzgürtel entlang hatte**. Das war wohl vor allen Dingen der Punkt. [Wurde der Bach beprobt?]
Nein, der ist nur verbal genannt worden, als Vorbild quasi. Aber es haben dort keine Untersuchungen stattgefunden.“*
Städtischer Beamter (Deutschland)

In Bezug auf den Umfang der ökologischen Voruntersuchungen (VS 8) weisen die meisten Projekte eine mangelhafte Untersuchungspraxis auf. Zehn Fallstudien führten nur einzelne Voruntersuchungen durch, so dass weder angenommen werden kann, dass die Untersuchungen ein gutes Verständnis über die Umlandnutzung vermitteln, noch dass sie über die natürlichen Schwankungen des Ökosystems Auskunft geben können. In einem Fall lag zwar eine gute Analyse des Umlands vor, in Bezug auf die Dauer der Untersuchungen zeigte jedoch auch dieses Projekt Defizite. In fünf Fällen legte das Untersuchungsprogramm nahe, dass Projektverantwortliche vor Umsetzung der Massnahmen über alle relevanten Systemkenntnisse verfügten.

6.2.7 Detailanalyse zur Auswahl der Projektvarianten

Bei der Analyse der Qualität der Auswahl von Projektvarianten stehen zunächst die „Extrembeurteilungen“ ins Auge. Zwei Fallbeispiele erzielten die schlechteste Klassifizierung „sehr schlecht“ (d.h. die Anforderungen wurden überhaupt nicht erfüllt) aber ebenso erreichten zwei Projekte die beste Beurteilung „exzellent“. Die schlechteste Beurteilung wurde den beiden Projekten deshalb vergeben, weil in ihrem Fall überhaupt keine alternativen Projektvarianten zur Diskussion standen (#6 und #11). In beiden Fällen handelt es sich um eher kleine Projekte, bei denen der Spielraum der Möglichkeiten als nicht sehr gross bezeichnet wurde. Bei den zwei bestklassifizierten Projekten (#1 und #3) handelt es sich dagegen um sehr grosse und finanziell aufwändige Projekte, die mehrere, in einem Fall sogar etliche unterschiedliche Varianten in einem langen Verfahren miteinander verglichen und gegeneinander abgewogen haben. Mit Ausnahme dieser positiven und negativen Ausreisser, zeigten die restlichen Projekte einen tendenziell positiven Trend.

Tab. 6-4: Detailauswertung zur Auswahl der Projektvarianten. #1-#15 entspricht der Nummer der Fallbeispiele, dunkel unterlegt = beste Beurteilung, hell unterlegt = schlechteste Beurteilung; AW1-AW8 beziehen sich auf die Evaluationsfragen in Tab. 5-10.

	#1	#2	#3	#4	#5	#6	#7	#8	#9	#10	#11	#12	#13	#14	#15	total	normiert
(AW1)	1	1	1	1	1	-1	1	1	-1	1	-1	1	1	1	1	9.0	0.60
(AW2)	1	0	1	0	1	-1	0	1	0	0	-1	-1	-1	0	0	0.0	0.00
(AW3)	1	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-11.0	-0.73
(AW4)	1	-1	1	1	0	-1	0	1	0	0	-1	1	0	1	1	4.0	0.27
(AW5)	1	-1	1	1	0	-1	-1	1	1	1	-1	-1	1	0	0	2.0	0.13
(AW6)	1	-1	1	1	1	-1	k.A.	1	1	1	-1	1	1	1	1	8.0	0.57
(AW7)	1	0	1	0	1	-1	0	1	-1	-1	-1	-1	-1	0	0	-2.0	-0.13
(AW8)	1	-1	1	1	-1	-1	-1	1	1	-1	-1	-1	1	-1	1	-1.0	-0.07
total	8	-4	8	4	2	-8	-2	6	0	0	-8	-2	1	1	3	9.0	
normiert	1.0	-0.5	1.0	0.5	0.3	-1.0	-0.3	0.8	0.0	0.0	-1.0	-0.3	0.1	0.1	0.4		0.07

Beteiligte Personen

Im Rahmen der Detailanalyse zeigt Tab. 6-4 deutlich, dass alle Projekte, die über unterschiedliche Varianten verfügten, diese in einem interdisziplinären Expertinnen- und Expertenteam entwickelt hatten. In allen Fällen arbeiteten zumindest biologisch und wasserbaulich qualifizierte Personen zusammen, um unterschiedliche Verbesserungsmassnahmen zu erarbeiten. Je nach Schwerpunkt der Projekte wurden diese Teams durch Fachleute aus dem Bereich Grundwasser, Landwirtschaft, Hydrologie usw. unterstützt. Allerdings waren nur in zwei Fällen sozialwissenschaftliche oder ökonomische Fachleute direkt an der Entwicklung der Projektvarianten direkt beteiligt. Die Frage AW 1 erhielt daher mit 0.6 Punkten die beste Klassifizierung.

Im Gegensatz zu dieser positiven Beurteilung fielen die Antworten auf die Frage AW 3 mit durchschnittlich -0.73 Punkten am schlechtesten aus. Bei nur zwei der 15 Projekte leitete eine neutrale Person den Prozess der Alternativenwahl. In beiden dieser Fälle war die Person mit den Prinzipien der Mediation vertraut und vertrat keine fachlichen oder politischen Partikulärinteressen. Dies wurde in beiden Fällen als sehr hilfreich und positiv betont und könnte daher für andere Fallbeispiele einen gewissen Vorbildcharakter haben, wie das Zitat unten exemplarisch zeigt.

“On this project there was every alternative you can imagine. The way that was structured was with a smaller group of the Corps of Engineers, the County, and with a smaller group of agencies. We would get together and trying to come up with every possible alternative. [...]

Dave [...] moderated these meeting.

His profession is in business and he came out an office dealing with tax. He is not a scientist and actually, that was his strength!

Because Dave is a very, very bright individual he could pick up things very quickly but he would ask questions either in meetings or outside it that made us think:

‘well, if Dave doesn’t understand this, then we need to express these ideas or these technical information in a different way’”. He was very, very good at that.”

Scientific adviser (USA)

→
Vorgehen zur Entwicklung der Varianten und Auswahl der besten Möglichkeit

Was das Vorgehen zur Entwicklung unterschiedlicher Projektvarianten betrifft (AW 4-5), so lag 12 Projekten eine historische Analyse als Entscheidungsbasis zugrunde. Knapp die Hälfte der Projekte (7 Fallbeispiele) bezogen sich ausserdem auf eine Systemanalyse oder die Ergebnisse der Voruntersuchungen. Ebenso viele Projekte stellten die Wiederherstellung der gewässertypischen Eigendynamik ins Zentrum der Variantenwahl und konzentrierten sich damit mehr auf abiotische Grössen (Morphologie, Hydrologie) und weniger auf spezifisch angepasste Revitalisierungsanforderungen einzelner Arten (z.B. spezifische Laichgründe für Seeforellen).

Was die Auswahl der besten Projektvariante betrifft, so wurde diese in den meisten Projekten (11 von 14 Fällen, 1 Projekt ohne Angaben) aufgrund einer Analyse der technischen Machbarkeit getroffen (AW 6). Ebenso wurden in der Regel politische, wirtschaftliche und rechtliche Rahmenbedingungen im Entscheidungsprozess berücksichtigt. Allerdings erfolgte die tatsächliche Auswahl der Verbesserungsmassnahmen nur in vier Fällen sowohl unter dem Einbezug der wichtigsten Interessengruppen als auch mit Hilfe einer transparenten Informationspolitik der betroffenen Bevölkerung (AW 7). Fünf Projekte banden zwar Interessengruppen in die Auswahl der Revitalisierungsmassnahmen ein, kamen aber ohne Beteiligung der Öffentlichkeit zu einer Entscheidung. Für die restlichen sechs Projekte lagen (wie oben erwähnt) entweder keine Auswahlvarianten vor oder die Entscheidung wurde ausschliesslich im Rahmen der Projektleitung und/oder in Zusammenarbeit mit einzelnen Fachleuten getroffen.

Ein weiteres interessantes Ergebnis bezieht sich auf den Einbezug technischer Hilfsmittel oder Entscheidungstools zur Unterstützung des Auswahlprozesses. Sieben Projekte verfügten über Erfahrungen mit solchen Mitteln, in acht Fällen kamen keine technischen Hilfsmittel oder Modelle zum Einsatz. Was die Beurteilung der Qualität solcher Instrumente betrifft, so gingen die Erfahrungswerte deutlich auseinander. Wie die Zitate unten zeigen, ist jedoch ein Trend festzustellen, der grob zwischen Einfluss-Wirkungs-Modellen auf der einen Seite und Entscheidungstools (Decision Support Systemen, DSS) auf der anderen Seite unterscheidet. Hydraulisch-morphologische Versuchsmodelle, die eine

geplante Revitalisierung massstabgetreu nachbauten, wurden jeweils als ausgesprochen hilfreich oder gar erfolgsentscheidend beurteilt. Dies v.a. deshalb, weil sie eine einfache Möglichkeit darstellen, zukünftige Hochwassersituationen im Kleinen zu simulieren, um entsprechende Schutzmassnahmen abzuleiten. Diese positive Einschätzung galt auch für Computer gestützte Simulationsmodelle, sofern diese im Entscheidungsprozess mit den Interessengruppen oder der Bevölkerung verständlich kommuniziert wurden.

„1994 konnten wir effektiv nichts beweisen.
Wir konnten nicht beweisen, dass das gut ist, was wir hier machen. Wir konnten nicht beweisen, was mit der Schleppkraft, mit Querströmungen usw. passiert.

Es war eher eine Gefühlssache.
Man hat deshalb einen Modellversuch gemacht.

In dem Modell hat man einen Teil der Aufweitungen Massstab getreu nachgebildet, und modelliert. Das ist ein ganz präzises Modell über das man dann Hochwasser lassen kann. [...] Für mich hat das Modell eigentlich sehr viel gebracht [...]:

Zuvor haben wir mutig Pläne gezeichnet und geschaut, was passiert. Im Vergleich zu dieser Phase hat das Modell einen ganz anderen Stellenwert gehabt. Für mich war das auch viel beruhigender.

Ich konnte dann auch hinstehen und allen Leuten das Gegenteil behaupten, die sagten: ‚bei $700\text{m}^3/\text{s}$ fliesst euch alles weg‘. Ich konnte dann sagen, dass es mit mehr Abfluss nicht mehr kritischer wird, weil es Raum gibt und wieder eine laminare Strömung und in dem Sinn keine Gefahr für die Dämme darstellt. Das war natürlich sehr wichtig. Das überträgt man natürlich auch und es ist etwas anders, als wenn man hinstehen muss und sagen: ‚ja, ja vielleicht hält's...‘.

Nein, wir konnten hinstehen und sagen: ‚jawohl das hält, das ist doch logisch!‘
Wenn man das ganz anders übertragen kann, dann geht das natürlich auch über.“
Ingenieurbüro (Schweiz)

Dagegen zeigten sich diejenigen Projekte, die Erfahrungen mit DSS gesammelt hatten, eher skeptisch über den Nutzen solcher Instrumente. Obwohl diese die Möglichkeit beinhalten, objektivere Bewertungen der einzelnen Massnahmen zu erreichen, ging ein einheitlicher Trend der Aussagen in die Richtung einfacher Methoden (Flipchart und Gruppendiskussionen), wie die repräsentativen Zitate unten zeigen. Dies wurde selbst dann so gesehen, wenn damit u.U. ein deutlich längerer Aushandlungsprozess und mögliche Verzögerungen verbunden waren.

“There were two things going on side by side: the flip-charts and the writing, that was people’s opinion going down on how you get to a preferred alternative.

How do you find out everything that could be done, to come up with an alternative. It is the same with the goal setting. How do you get everybody’s ideas out of such a huge group down on paper? **People like getting up and writing things or seeing**, they say something and then it is written on the board and it gets in into the project documentation. Those people will come back to the next meeting. And even our 300 people came back, because they felt their inputs are important. **What the technology did, the modeling and the animations, was quite an other thing. It really didn’t result in decision making, directly. It just gave people faith, that what the model was predicting was correct.”**
 (Scientific adviser, USA)

6.2.8 Detailanalyse zur Qualität des Umsetzungsprozesses

Die Analyse zur Qualität des Umsetzungsprozesses der Projekte bezieht sich nur auf 13 Fallbeispiele, da zwei der untersuchten Revitalisierungen zum Zeitpunkt der Erhebung nicht implementiert waren. Bei den bereits realisierten Projekten erzielten die zwei Fallbeispiele #8 und #9 eine exzellente Klassifizierung. Eines der ältesten Projekte (#14) schnitt mit -0.8 Punkten am schlechtesten ab, was von den interviewten Projektverantwortlichen v.a. mit ihrer damals noch mangelnden Erfahrung erklärt wurde. Insgesamt fiel die Analyse der Qualität des Umsetzungsprozesses jedoch sehr positiv aus. Nur zwei der durchschnittlichen Werte pro Untersuchungsfrage lagen unter Null Punkten (unzureichend). In den restlichen sechs Fragen schnitten die Projekte durchschnittlich gut oder sehr gut ab.

Tab. 6-5: Detailauswertung zur Qualität des Umsetzungsprozesses. #1-#15 entspricht der Nummer der Fallbeispiele, dunkel unterlegt = beste Beurteilung, hell unterlegt = schlechteste Beurteilung; UM1-UM8 beziehen sich auf die Evaluationsfragen in Tab. 5-11, k.U. = keine Umsetzung; k.A. = keine Angaben vorhanden

	#1	#2	#3	#4	#5	#6	#7	#8	#9	#10	#11	#12	#13	#14	#15	total	normiert
(UM1)	k.U.	-1	k.U.	1	-1	-1	-1	1	1	k.A.	-1	0	-1	-1	0	-4.0	-0.33
(UM2)	k.U.	0	k.U.	1	0	0	0	1	1	k.A.	1	0	1	-1	1	5.0	0.42
(UM3)	k.U.	1	k.U.	1	1	-1	-1	1	1	1	1	1	-1	-1	1	5.0	0.38
(UM4)	k.U.	1	k.U.	1	-1	0	0	1	1	-1	-1	1	1	-1	1	3.0	0.23
(UM5)	k.U.	1	k.U.	1	1	1	1	1	1	k.A.	1	1	1	0	1	11.0	0.92
(UM6)	k.U.	0	k.U.	1	0	-1	-1	1	1	1	1	0	1	-1	1	4.0	0.31
(UM7)	k.U.	0	k.U.	1	-1	0	0	1	1	1	-1	0	1	0	1	4.0	0.31
(UM8)	k.U.	-1	k.U.	-1	-1	-1	-1	1	1	1	1	k.A.	-1	-1	1	-2.0	-0.17
total	k.U.	1	k.U.	6	-2	-3	-3	8	8	3	2	3	2	-6	7	26.0	
normiert	k.U.	0.1	k.U.	0.8	-0.3	-0.4	-0.4	1.0	1.0	0.6	0.3	0.4	0.3	-0.8	0.9		0.27

➔
Informationsfluss &
Zusammenarbeit

Im Detail betrachtet zeigt sich, dass der Informationsfluss und die Zusammenarbeit bei der Mehrzahl der Projekte sehr gut funktionierte (UM 5 - UM 7). Die höchste Punktzahl (0.92) erreichte die Frage nach der Zusammenarbeit mit übergeordneten Behörden bei gleichzeitiger lokaler Verantwortungsstruktur (UM 5). Keines der Projekte wurde durch eine übergeordnete Behörde „diktiert“, so dass die verantwortliche Koordination immer in regionaler (Kanton, county) bzw. lokaler Verantwortung (Gemeinde) lag. Nach Angaben der befragten Betroffenen, zeigte sich insbesondere bei der Zusammenarbeit der einzelnen Fachstellen untereinander ein erfreulich positiver Trend (UM 7). Die Interviewpartner begründeten dies v.a. mit einem Generationenwechsel im Wasserbau. Wie die Zitate unten zeigen, führte dieser während der 1990er Jahre zu immer mutigeren Revitalisierungsprojekten, zu einer klareren Kommunikation zwischen den ökologischen und wasserbaulichen Fachpersonen sowie zu einem deutlich verbesserten gegenseitigen Verständnis und einem angenehmen „Lernklima“ innerhalb der Projekte.

**„Mein Vorgänger hätte das sowieso nicht gemacht.
Das ist das Problem der Generationen.**

Ich bin hier erst seit 6 Jahren im Amt und erst vor 4 Jahren haben wir mit solchen Sachen angefangen. Es ist also mit dem Generationenwechsel und meiner Persönlichkeit verbunden.“
(Kantonaler Beamte Wasserbau, Schweiz)

„Das Engagement im Wasserbau für den Naturschutz hat sich sicherlich massiv verbessert. [...]

Vor 10 Jahren da waren die Flussbauer eher das Problem. Heute ist das anders. Unser Wasserbauer ist sogar wirklich eine Schlüsselperson.“
(Landschaftsplaner, Österreich)

„Die Schweizer waren uns, zu dieser Zeit, mit Projekten dieser Größenordnung weit voraus, die haben da schon mehr gemacht [...]. Wir haben uns da viel Rat und Tipps geholt, teilweise auch Leute her geholt.

Die hatten es nicht leicht bei uns entsprechend akzeptiert zu werden, weil sie teilweise eben auch mit Überzeugungen gekommen sind, die aus ihrer Erfahrung heraus kamen und vielleicht nicht wissenschaftlich nachweisbar waren. Auch weil sie vielleicht an manche Ecken ein bisschen anthroposophisch drangegangen sind, was einem klassischen technischen Wasserbauer nicht unbedingt liegt.

Im Nachhinein muss ich sagen, diese Vielfalt der Sichtweisen und diese Aufbruchzeit damals, wo der naturnahe Wasserbau begann ein Thema zu werden, das war eigentlich die große Chance und die haben alle auf ihre Art genutzt.“
(Planungsbüro, Deutschland)

Die einzigen Defizite, die in bezug auf die Zusammenarbeit und den Informationsfluss auftraten, betreffen die Integration der Planungsbüros, die für die Umsetzung der Revitalisierungsmassnahmen verantwortlich waren (UM 8). Nur in fünf der untersuchten Fälle wurden diese Büros bereits in einer sehr frühen Projektphase und zur Festlegung der Zielsetzung in den Projektablauf eingebunden. In den restlichen sieben Fällen wurde entweder bewusst eine spätere Zusammenarbeit gesucht (nach dem die Ziele bereits feststanden) oder aber die ursprünglichen Büros wurden durch andere abgelöst, weil die Planungsphasen zu lange gingen, politische Veränderungen zur Umbesetzung führten oder aber angeblich fachliche Unzulänglichkeiten zur Ablösung der Planungsfirmen führten.

➤
Betreuung vor Ort

Ein weiteres interessantes Ergebnis betrifft die Betreuungs- und Ausbildungskultur der Baustellen vor Ort. Dies schliesst sowohl eine aktive ökologische Ausbildung der Baufachleute als auch die Begleitung der Baustelle während der Implementierungsphase ein. Obwohl mehrere der befragten Projekt- oder Planungsverantwortlichen eine Schlüsselrolle bei der guten „Fachkenntnis des Baggerführers“ sahen, erzielten die Fallbeispiele mit -0.33 Punkten hier die schlechteste Einzelwertung (UM 1). Nur drei der 13 Projekte gaben an, dass sie entweder eine aktive Ausbildung der beteiligten Baufirmen durchführten (z.B. anhand von Exkursionen an naturnahe Gewässer) oder schon so lange mit den entsprechenden Firmen zusammenarbeiten würden, dass sie sicher sein könnten, diese würden über ein langjähriges und verlässliches Fachwissen verfügen. Wie die Zitate unten zeigen, kann jedoch gerade die Ausbildung und Erfahrung der Bauleute zum Schlüsselement erfolgreicher Projekte werden. Über die letzten zehn Jahre zeigte sich zwar tendenziell ein positiver Trend (da v.a. immer mehr Baufirmen in diesem Sektor Erfahrung sammeln konnten). In bezug auf eine aktive Ausbildung der Baufachleute scheint jedoch nach wie vor ein gewisses Defizit zu bestehen.

„Im letzten Bauabschnitt in der Ortslage, gab es schon Schwierigkeiten zwischen dem Bauleiter und der ausführenden Firma, weil die ausführenden Firmen anfänglich nicht verstehen konnten, weshalb jetzt ein Stein genau in der Position im Bachbett eingebracht werden muss. Sie haben das als kleinkrämerisch empfunden, ja fast als Schikane. [...].“

*Die Erfahrung, die die Leute mitbringen spielt - denke ich - eine sehr große Rolle. **Ich denke der Baggerfahrer ist entscheidender, als z.B. der, der den Lageplan zeichnet.** Also das ist mindestens genau so wichtig. Man kann nicht sagen, das sei vernachlässigbar oder spielt eine weniger große Rolle.“
(Landesbeamter, Deutschland)*

*„Das kann man aus meiner persönlichen Erfahrung sagen, **der hauptsächlich fachliche Verlust zwischen dem was der Planer macht und dem was nachher gebaut wird, findet im Transfer von der Planung zur Baustelle statt.***

Das schlimmste, was passieren kann ist, dass der Planer die Baustelle nicht mehr betreut.

Genauso schlimm ist es, wenn der Kontakt zur Baufirma, den ganzen Leuten dort, nicht da ist.

Das war da sicher gut und sicher ein großes Erfolgsrezept.“

(Landschaftsplaner, Deutschland)

Ebenso wichtig wie die Ausbildung scheint auch die Präsenz der Planungsverantwortlichen vor Ort zu sein, während „die Bagger im Bach stehen“ (UM 2). In sechs der untersuchten Fällen wurden die Bauarbeiten regelmässig und persönlich begleitet, was auch als sehr wichtig und hilfreich angesehen wurde. In fünf Fällen fand eher eine sporadische Begleitung statt (es wurde zumindest nicht erwähnt, dass diese sehr regelmässig und mehrmals pro Woche stattfand). In einem Projekt war diese Betreuung nicht erkenntlich. Grundsätzlich wurde eine gute Zusammenarbeit vor Ort, dort wo sie bereits reibungsfrei funktioniert, als etwas ausgesprochen Positives, u.U. gar projektentscheidendes angesehen.

„Das funktioniert inzwischen insofern gut, weil wir hier schon lang in einem Prozess sind.

Der Polier und der Bauleiter und der Baggerfahrer, mit denen ich vor 10 Jahren gestritten habe, die sind inzwischen meine besten Verbündeten.

Da muss ich nur sagen, Modell Reisach und dann weiss er schon wie er baggern soll.“

(Planungsbüro, Österreich)

→
Organisation der Projekte

Die Untersuchungen zur Organisation der Projekte zeigen durchschnittlich gute Resultate (UM 3 und UM 4). In neun Fällen waren Bauherrschaft und Projektleitung klar getrennt (UM 3). Die vier restlichen Fallbeispiele verfügten über keine klare Trennung zwischen der Projektleitung und den ausführenden Stellen. Hier waren v.a. städtische oder kantonale Stellen in Doppelrollen verantwortlich. Dies war z.B. dann der Fall, wenn es um kombinierte Revitalisierungs- und Hochwasserschutzprojekte ging. Hier waren Baudirektionen oder Bauämter in beiden Rollen involviert, was zum Teil als unglücklich bezeichnet wurden.

Dagegen bezeichneten einige Projekte die Einrichtung einer „Vor-Ort-Informationsplattform“ als geglückte Angelegenheit (UM 4). Bei sieben Projekten fand während der Bauarbeiten ein regelmässiger Austausch mit den relevanten Interessenvertreterinnen und -vertretern statt, so dass diese immer auf dem aktuellen Stand der Entwicklung gebracht werden konnten und direkt über kurzfristige Änderungen informiert wurden. In den Fällen, in denen ein solches Instrument nicht vorhanden war, kam es dagegen vor, dass sich die Interessenvertreterinnen oder -

vertreter durch kurzfristige Veränderungen hintergangen fühlten, selbst wenn die Ursachen für mögliche Planänderungen extern begründet waren (z.B. durch Hochwasserereignisse).

*„Während der Umsetzung hat es viele Probleme gegeben, [...] man [hat] gemerkt, dass das ganze während dem Bau eine Eigendynamik entwickelt hat. [...] Plötzlich sind Dinge anders, die im Plan so und so waren. **Man geht dann auf der Baustelle schauen und sieht dass es anders als beschlossen umgesetzt wird.** Das war sehr häufig.“*
(Vertreter der Umweltverbände, Schweiz)

6.2.9 Detailanalyse zur Qualität der adaptiven Projektsteuerung

Das beste Resultat zur Qualität des ökologischen Monitorings und der Begleituntersuchungen (Tab. 6-6) erzielte das Projekt #8 mit durchschnittlich 0.8 Punkten. Die schlechtesten Ergebnisse erreichten die Projekte #4 und #11 mit je -0.9 Punkten. Dabei handelt es sich in beiden Fällen um europäische Projekte, die jedoch aufgrund ihrer Projektorganisation keine besonderen Auffälligkeiten zeigten (d.h. die Projekte waren nicht besonders gross, besonders klein, besonders alt oder finanziell aufwändig). Wie Tab. 6-6 zeigt, ergaben die Ergebnisse der acht Fragen zum ökologischen Monitoring und der Erfolgskontrolle, dass fünf Fragen durchschnittlich unzureichende oder sehr schlechte Resultate lieferten. Nur drei Fragen erzielten durchschnittliche Wertungen, die über 0.1 Punkten lagen und damit einer guten Klassifizierung entsprachen. Damit unterstreicht auch dieses Ergebnis die offensichtlichen Mängel der Projekte im Bezug auf die Praxis ihrer Begleit- und Nachuntersuchungen. Dies wird besonders im Vergleich mit den anderen Variablen deutlich. Die Untersuchungen zur Qualität der Zielsetzungen sowie zur Qualität des Umsetzungsprozesses zeigten, dass jeweils sechs Fragen durchschnittlich mit einer guten Klassifizierung abschnitten. Die Fragen zum Einbezug der Interessengruppen und der Bevölkerung erreichten fünf Mal eine Wertung, die über 0.1 Punkten lag. Von den acht Fragen zur Qualität Alternativenwahl erreichten immerhin vier durchschnittlich mehr als 0.1 Punkte. Allein die Qualität der Voruntersuchungen belegte ebenfalls mit nur drei guten Klassifizierungen ein gleich schwaches Ergebnis.

Tab. 6-6: Detailauswertung zur Qualität der adaptiven Projektsteuerung (ökologisches Monitoring, Erfolgskontrolle und Nachjustierung). #1-#15 entspricht der Nummer der Fallbeispiele, dunkel unterlegt = beste Beurteilung, hell unterlegt = schlechteste Beurteilung.; EK1-EK8 beziehen sich auf die Evaluationsfragen in Tab. 5-12.

	#1	#2	#3	#4	#5	#6	#7	#8	#9	#10	#11	#12	#13	#14	#15	total	normiert
(EK1)	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-14.0	-0.93
(EK2)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	12.0	0.80
(EK3)	0	1	1	-1	1	0	0	1	1	0	-1	1	-1	0	0	3.0	0.20
(EK4)	k.A.	1	1	-1	0	-1	-1	1	-1	-1	-1	1	-1	-1	1	-3.0	-0.21
(EK5)	1	1	1	-1	1	-1	-1	1	-1	1	-1	1	-1	-1	-1	-1.0	-0.07
(EK6)	k.U.	1	k.U.	-1	1	0	0	1	1	-1	-1	1	1	-1	0	2.0	0.15
(EK7)	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0	1	-1	-1	1	-1	-1	-1	-10.0	-0.67
(EK8)	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-11.0	-0.73
total	-1	2	3	-7	1	-4	-4	6	0	-4	-7	4	-4	-5	-2	-22.0	
normiert	-0.1	0.3	0.4	-0.9	0.1	-0.5	-0.5	0.8	0.0	-0.5	-0.9	0.5	-0.5	-0.6	-0.3		-0.18

↗ ↘
Untersuchungskonzept
und Arbeitshilfen

Die Detailanalyse der Einzelfragen zeigt, dass alle untersuchten Projekte zumindest über eine fotografische Dokumentation des Projektverlaufs verfügten und damit eine einfache Veränderung der Morphologie belegen konnten. In zwei Fällen war dies allerdings die einzige Art der sogenannten „Erfolgskontrolle“. Ein weiteres Projekt führte zusätzlich morphologische Erhebungen durch, ergänzte diese aber nicht durch biologische Monitoringdaten. 12 Projekte führten sowohl fotografische und morphologische Erhebungen als auch biologische Untersuchungen durch. Damit erzielte die Frage EK2 mit 0.8 Punkten die höchste Klassifizierung im Bereich Monitoring/Erfolgskontrolle.

„Das einzige was wir von den Gemeinden im Moment fordern ist **eine Fotodokumentation** die sagt: ‚wie hat das Projekt vorher ausgesehen, was wurde während dem Bau gemacht und wie sieht es danach aus?‘“
(Kantonaler Beamter, Wasserbau, Schweiz)

„Bei kleinen Projekten wird meist **nur ein Foto vorher und ein Foto nachher gemacht.**“
(Kantonaler Beamter, Fischerei, Schweiz)

Bei denjenigen Projekten, bei denen zusätzliche biologische Erhebungen durchgeführt wurden, fanden diese jedoch weder auf einheitlichem Niveau statt, noch gebrauchten die Projekte standardisierte oder vergleichbare Indikatoren. Mit Ausnahme eines einzigen Projektes (#8) existierten keine standardisierten Erhebungsmethoden, nach denen das ökologische Monitoring und die Erfolgskontrollen durchgeführt wurden. Selbst in diesem Fall existierten die einheitlichen Erhebungsmethoden nur deshalb, weil die Durchführenden über eine langjährige Praxis und in den Anfangsjahren ihrer Arbeit über eine fast monopolartige Stellung im Bereich Fließgewässer Sanierungen verfügten. Damit konnte sich ihr Untersuchungsansatz quasi als eine „Standardkopie der Praxis“ weiter verbreiten und diente für andere Projekte und Planungsbüros als methodische Richtlinie. Auch in diesem Fall existierten jedoch keine offiziellen methodischen Anleitungsstandards. Aufgrund fehlender Standardverfahren sind die Ergebnisse der Projekte nur sehr schwer

miteinander vergleichbar. Ausserdem ist die Vielfalt, der in der Praxis angewandten Indikatoren ebenso gross, wie das methodische Design der Erhebungen. Ein Mangel an praxisorientierten Handbüchern oder Arbeitshilfen, nach denen unterschiedliche Gewässer vergleichbar analysiert werden könnten, scheint deshalb eines der grössten Defizite der meisten Projekte zu sein. Dies zeigt sich auch daran, dass die Frage EK 1 mit nur -0.93 Punkten die schlechteste Klassifizierung aller 48 Fragen belegt.

→
Finanzieller Rahmen

Was den finanziellen Rahmen derjenigen Projekte betrifft, die zur Erfolgskontrolle mehr als eine Fotodokumentation durchführten, so zeigt sich folgendes Bild (EK 3). In 12 Fällen waren die Kosten für die nachfolgenden Untersuchungen im Projektbudget von Beginn an ausgewiesen. Nur in einem Fall wurden diese Gelder nicht eingeplant. Interessanterweise standen die Mittel für das Monitoring und die Erfolgskontrolle aber nur noch in sechs der untersuchten Fälle auch nach der Umsetzung der Massnahmen sicher zur Verfügung. In drei Fällen war zum Zeitpunkt des Interviews noch unklar, ob die Untersuchungen aus finanziellen Gründen weitergeführt werden können. Die Auswertung der Interviews zeigte zwei Haupttrends für die Schwierigkeiten bei der Ein- bzw. bei der Weiterführung der Erfolgskontrollen auf. Einerseits begründeten die Befragten die Defizite mit projektexternen Faktoren, wie beispielsweise den Veränderungen politischer Strukturen oder widersprüchlicher Ansichten bei verantwortlichen Regierungsmitgliedern. Im anderen Fall nannten sie projektinterne Beweggründe, wie z.B. dass die Projektverantwortlichen Erfolgskontrollen entweder per se keine grosse Bedeutung zusprachen oder weil das Gefühl vorherrschte, hier könnte man bei möglichen Finanzierungsengpässen am leichtesten sparen, ohne das gesamte Revitalisierungsprogramm zu gefährden.

*“The financial aspects are the relatively minor costs compare to the other costs. But when you are told to cut costs **you cut it where you can** and you keep that which is only necessary to do the job.”*

(Project manager, USA, according to monitoring)

„Nein, [die Kosten] das war in diesem Fall kein Problem [...]. Wenn du bei einer Umfahrungsstrasse von 20 Mio. sprichst und du brauchst 2 Mio. für die Revitalisierung [...] dann sieht man die Dimensionen. Wenn wir also in diesem Projekt ein Monitoring vorgeschlagen hätten, dann wäre es wahrscheinlich auch gemacht worden. [...]

*Ich denke, hier in diesem Betätigungsfeld müssen wir das noch lernen und **man ist sich noch nicht der Bedeutung bewusst**. Aber ich bin überzeugt, dass die nächsten Projekte mehr Erfolgskontrollen enthalten haben werden.”*
(Kantonaler Beamter, Schweiz)

„Zum Teil sind floristische und faunistische Aufnahmen gemacht worden. **Aber als dann der Politiker die Empfehlungen gesehen hat, was noch alles kommen sollte, dann hat er gesagt: ‚Gehťs eigentlich noch?‘**

Allerdings hat der gleiche Politiker nachher bei der Projektgenehmigung von der nächsten Bauetappe gesagt: ‚Es ist eine Erfolgskontrolle zu machen!‘ Darum muss ich jetzt also wieder sehen, dass das ganze langfristig auf eine Ebene kommt, auf der man abschnittsweise und gezielt eine Erfolgskontrolle durchführen kann.“
(Kantonaler Beamter, Schweiz)

„Monitoring darf man bis heute noch nicht in den Mund nehmen: ‚wie machen kein Monitoring, wir machen Erfolgskontrolle!‘ Das ist ganz etwas anderes, es ist zwar das gleiche, aber nicht ganz das gleiche... es ist ja immer die Frage, wie viel macht man von dem ganzen. Es ist ganz klar, vom Amt her versteckt man das jetzt ein bisschen. Weil ganz klar ist, dass das Wort **Monitoring ein Unwort der Regierung** ist. Es ist einfach so.“
(Planungsbüro, Schweiz)

→ *Darstellung der Ergebnisse* Was die Kommunikation und die öffentliche Darstellung der Ergebnisse des Monitorings und der Erfolgskontrolle betrifft (EK 4), so zeigten fünf Projekte eine offene Informationspolitik, die auch eine öffentliche Aufklärung über den Projektverlauf beinhaltete. In einem der Fallbeispiele wurden die Ergebnisse im interdisziplinären Fachteam offen kommuniziert, sie dienten aber nicht der öffentlichen Information und in acht Fällen war keine offene Informationsstrategie ersichtlich.

→ *Zeitlicher Rahmen* In Bezug auf den zeitlichen Rahmen der Untersuchungen ist festzustellen, dass sieben der untersuchten Fallbeispiele bereits parallel zur Umsetzung der Massnahmen bzw. schon im Vorfeld der Implementierung Dauererhebungen durchführten (EK 5). In einem dieser Fallbeispiele wurde im Vorfeld eine 500m lange „Musterstrecke“ gebaut und zwei bis drei Jahre in Hinblick auf die einsetzenden Erosionsprozesse untersucht. Diese Strecke diente dem Test verschiedener Projektvarianten. Intersanterweise fanden nach der Umsetzung des eigentlichen Projekts keine spezifischen Untersuchungen zur Erfolgskontrolle statt. Ob solche Erhebungen zu einem späteren Zeitpunkt und auf Motivation der übergeordneten Behörde durchgeführt wurden, konnten die direkt betroffenen Projektverantwortlichen nicht sagen. In zwei der sieben Fälle wurden die Monitoringuntersuchungen bereits vor der Implementierung der Projekte etabliert, so dass sie im Sinne eines adaptiven Managements die fortlaufende Planung unterstützen sollen. Acht Fallbeispiele führten hingegen keine Untersuchungen durch oder starteten die Untersuchungen erst nach Umsetzung der Verbesserungsmassnahmen. Bei sechs der bereits umgesetzten Fallbeispiele wurden die Untersuchungen auch nach der Umsetzung der Massnahmen weitergeführt (EK 6). Für die zwei noch nicht realisierten Projekte ist dies vor-

gesehen und in einem Fall auch bereits budgetiert. Eines der Projekte weist einen detaillierten Plan der Monitoringaktivitäten aus. Dieser sieht unterschiedliche Untersuchungsthemen vor (Fische, Vögel, Invertebraten, Habitatstrukturen, Vegetation, Sedimentationsraten, Hydrologie und Wasserqualität) und ist in vier Intensitätsstufen unterteilt. Dies beinhaltet einen ökologischen Teil, zwei bauliche Teile und einen Teil, der spezifisch an die Anforderungen eines adaptiven Managements angepasst ist. Der ökologische Teil gliedert sich an die Voruntersuchungen an und wird sowohl in der Umsetzungsphase als auch nach Abschluss der Massnahmen durchgeführt. Das Monitoring der baulichen Aktivitäten konzentriert sich auf die technische Umsetzung der Massnahmen (im ersten Teil Bau begleitend und im zweiten Teil nach Abschluss an die Implementierung). Im Rahmen des Monitorings, das die Grundlage für ein adaptives Management ist, sind Analysen zu den Unterhaltmassnahmen, Kosten und Prozessentwicklungen sowie Expertengruppen vorgesehen. Insgesamt ist dieses Monitoringprogramm auf 16 Jahre konzipiert und repräsentiert damit das umfassendste Evaluationsprogramm. In drei weiteren Fallbeispielen ist die Entscheidung über den weiteren Fortgang der Monitoringaktivitäten aufgrund finanzieller Unsicherheiten noch offen. Interessant ist, dass von den sieben Projekten, die Nachuntersuchungen durchführen, gerade zwei Projekte angaben, dass die Erhebungen für längerfristige Begleituntersuchungen (mehr als zwei Jahre) geplant und finanziert wären. In einem Fall ist zwar eine Planung für mehr als 10 Jahre vorgesehen, die Finanzierung (EU Finanzierung) war jedoch zum Zeitpunkt der Untersuchung noch nicht sicher gewährleistet.

→
Durchführende &
koordinierende Stellen

Die Detailanalyse zur Qualität des Monitorings und der Erfolgskontrolle zeigt ausserdem deutlich, dass die Projekte unter dem Aspekt „durchführende und koordinierende Stellen“ sehr unbefriedigend abschneiden, so dass die Frage EK 8 mit -0.73 Punkten die zweit schlechteste Beurteilung erzielte. Mit Ausnahme von zwei Projekten, wurde keines der Projekte durch eine einheitliche Organisationsstelle koordiniert, die auch die Ergebnisse zentral auswerten könnte. Damit ist der Lerneffekt, den man aus älteren Projekten gewinnen könnte, auf den Erfahrungshorizont einzelner Fachstellen oder Büros beschränkt, was eine übergeordnete Koordination oder ein Management ganzer Einzugsgebiete zusätzlich erschwert. Der Erkenntnisgewinn, den man durch die systematische Auswertung unterschiedlicher Projekte gewinnen könnte ist dadurch ebenso beschränkt wie die Priorisierung einzelner Projekte auf einer übergeordneten Skala. Woran es liegt, dass hier so ein grosses Defizit besteht konnten die Befragten nicht eindeutig erklären. Ebenso fehlt dadurch bei den verantwortlichen Behörden offenbar ein „institutionelles Gedächtnis“, so dass der Erfahrungsgewinn aus früheren Studien noch offenbar viel zu wenig genutzt wird.

„Das wissen wir ganz genau nicht, weil die wissenschaftliche Begleitung nach der Umgestaltung macht die [Behörde]. **Wir wissen nicht mal was sie im einzelne untersucht, sie bindet uns nicht regelmäßig in die Fragestellung der Untersuchungen ein.**

Die [...] hat sich da schon gekümmert. Die Pegel sind da gebaut worden, um auch bei Hochwasser die Veränderung festzustellen und die Morphologie untersucht man auch, wie sich die Inseln verändern, wie sich insgesamt der Zustand des Gewässers verändert.

Die machen eine Langzeit- Fotodokumentation, über was wächst wo und welche Insel ist an welcher Stelle. Mit diesen kleinen Pegeln haben sie versucht herauszufinden, wie denn die Hydraulik durch die Wasserstände, durch die Vegetation beeinträchtigt werden.

Aber was an ökologischen Untersuchungen gemacht wurde, das wissen wir gar nicht. Die Ergebnisse sind uns nicht bekannt.“
(Projektverantwortlicher, Deutschland)

„Das ist dann eingeschlafen, aber ich kann nicht mehr genau sagen wann. Ich würde jetzt aus dem hohlen Bauch raus sagen, das ging vielleicht 3 bis 4 Jahre.

Dann ging das Interesse verloren, durch die Umstrukturierung der Verwaltung hat dann der Bearbeiter gewechselt, dann ging es nicht mehr weiter. Was auch schade ist, weil wirklich sehr viel investiert wurde und es sicher auch spannend ist einen längeren Zeitraum mal zu verfolgen.“
(Planungsbüro, Deutschland)

7 Analyse der Fallbeispiele - Teil 2: Erfolgsvariablen

Da Revitalisierungsprojekte nicht nur ökologische und finanzielle, sondern auch gesellschaftliche Rahmenbedingungen zu berücksichtigen haben, konzentriert sich diese Arbeit auf drei Erfolgsvariablen, um den Erfolg oder Misserfolg der Projekte bestimmen zu können. Wie in Kap. 3.4.3 detailliert beschrieben, orientiert sich die Auswahl der Erfolgsgrößen an den Grundsätzen eines nachhaltigen Managements, so dass ökologische, finanzielle und gesellschaftliche Aspekte gleichermaßen berücksichtigt sind. Die Erfolgsanalyse der untersuchten Fallbeispiele erfolgte deshalb

1. anhand der ökologischen Wirkung,
2. anhand der Umsetzungseffizienz und
3. anhand der Akzeptanz der Projekte durch die Bevölkerung und Interessengruppen.

Die Auswahl dieser drei Kategorien basiert auf dem Grundlagen des Rahmenkonzepts, das in Kap. 3.4.4 vorgestellt wurde. Im Gegensatz zu den unabhängigen Prozessvariablen, die nur mit Hilfe der ersten Interviewserie (Kap. 5), d.h. nur mit Hilfe des Fachwissens der „alten Hasen“ ermittelt wurden, ist die Auswahl und Definition der Erfolgsvariablen nicht ausschliesslich empirisch begründet. Sie beruht zudem auf den in Kap. 3.4.3 beschriebenen und aus der Literatur ermittelten Anforderungen. Die Einteilung der Erfolgsvariablen in die Klassen 1 bis 4 (Kap. 7.1 bis 7.3) orientierte sich einerseits an den Ergebnissen der ersten Interviewserie, in der explizit nach der persönlichen Definition erfolgreicher Projekte gefragt wurde (vgl. auch Kap. 4.2.1 und Leitfaden im Anhang 1). Andererseits sollten die Ausprägungen der Klassen so gewählt sein, dass sie den heutigen Praktiken im Gewässermanagement nicht widersprechen, so dass sie eine realistische und plausible Spannbreite abdecken, in der zumindest alle untersuchten Fallbeispiele potentiell vertreten sind.

7.1 Ökologische Wirkung

Die Variable „ökologische Wirkung“ gibt Auskunft über den Zielerfüllungsgrad der ökologischen Ziele und über die tatsächliche ökologische Verbesserung, die nach der Durchführung der Massnahmen eingetreten ist. Aufgrund der Vielfalt der spezifischen Zielsetzungen und individuellen Randbedingungen der einzelnen Fallstudien (vgl. Kap. 4.3.1 bis 4.3.14) gebrauchten die Projekte zum Teil sehr unterschiedliche Indikatoren, um die ökologische Wirkung ihrer Massnahmen zu dokumentieren. Im Rahmen dieser Dissertation wurde deshalb untersucht, ob Daten aus den Bereichen „Morphologie/Habitatstrukturen“, „Hydrologie“ und „Biologie“ vorliegen, um die ökologische Veränderung der Gewässer zu begründen. Aufgrund der individuellen Vielfalt der Fragestellungen wurden jedoch keine zuvor fixierten Indikatoren oder Messgrößen festgelegt, mit denen die ökologische Wirkung der Projekte beurteilt wurde. Vielmehr berücksichtigt die Arbeit, ob die Projekte zumindest in den drei Bereichen „Morphologie/Habitatstrukturen“, „Hydrologie“ und

„Biologie“ Verbesserungen zum ursprünglichen Ist-Zustand erzielen. Diese Reduktion erschien aufgrund der in Kap. 2.4 diskutierten Argumente legitim. Die „Verbesserung des Landschaftsbildes“, die einige Projektverantwortliche als ökologische Verbesserung aufgeführt, zählte im vorliegenden Fall nicht zur Bewertung ökologischer Wirkung. Sie spielte jedoch indirekt bei der Erfolgsvariablen „Akzeptanz“ eine wichtige Rolle und ist dort berücksichtigt. Die Untersuchung der ökologischen Wirkung erfolgte anhand der Projektunterlagen (Untersuchungsberichte, Monitoringdaten, Erfolgskontrollen etc.) sowie anhand der Interviews mit den Projektverantwortlichen (vgl. Kap. 4.3, Tab. 4-2). Im Rahmen dieser Arbeit war es jedoch nicht möglich, eigene ökologische Daten zu erheben und auszuwerten.

Die Beurteilung der ökologischen Wirkung erfolgte entsprechend den folgenden vier Bewertungsklassen:

*sehr hohe
ökologische Wirkung*

Klasse 1

Die Mehrzahl der ökologischen Projektziele konnte erreicht werden und zeigt eine dauerhafte ökologische Wirkung. Die erreichten Projektziele umfassen morphologische, hydrologische und biologische Aspekte.

*hohe
ökologische Wirkung*

Klasse 2

Die Mehrzahl der ökologischen Projektziele konnte erreicht werden und zeigt zumindest kurzfristig eine ökologische Wirkung. Die erreichten Projektziele umfassen morphologische, hydrologische und biologische Aspekte.

*mässige
ökologische Wirkung*

Klasse 3

Einzelne ökologische Projektziele oder Teilziele konnten erreicht werden und sie zeigen zumindest kurzfristig eine ökologische Wirkung.

*keine nachweisbare
ökologische Wirkung*

Klasse 4

Es konnte nicht nachgewiesen werden, dass die ökologischen Projektziele erreicht wurden bzw. es wurde nur der optische oder der landschaftlich-ästhetische Aspekt untersucht. Weitere Untersuchungen zur ökologischen Wirkung liegen nicht vor.

7.2 Umsetzungseffizienz

Die Variable „Umsetzungseffizienz“ gibt Auskunft über die Qualität des Projektmanagements im Umgang mit den zur Verfügung stehenden zeitlichen und finanziellen Mitteln. Sie konzentriert sich damit bewusst auf Umsetzungsziele der Projekte und untersucht, wie gut die realisierten Massnahmen im geplanten zeitlichen und finanziellen Rahmen erreicht wurden. Voraussetzung zur Untersuchung dieser Variablen sind klare zeitliche und finanzielle Zielvorgaben, die im Vorfeld und in Bezug auf die Planung und Implementierung der Massnahmen vorliegen müssen. Zudem sollten die Projekte nach der Implementierung über eine gute Dokumentation der Budgetmittel verfügen. Die Evaluation der Umsetzungseffizienz der Fallbeispiele erfolgte anhand von Projektunterlagen sowie anhand der Interviews mit den Projektverantwortlichen (vgl. Kap. 4.3, Tab. 4-2).

Die Beurteilung der Umsetzungseffizienz erfolgte entsprechend den folgenden vier Bewertungsklassen:

*sehr hohe
Umsetzungseffizienz*

Klasse 1

Die Umsetzungsziele der Projekte konnten mit weniger Ressourcen als den ursprünglich geplanten finanziellen und zeitlichen Mitteln erreicht werden.

*hohe
Umsetzungseffizienz*

Klasse 2

Die Umsetzungsziele der Projekte konnten im Rahmen der ursprünglich geplanten finanziellen und zeitlichen Mittel erreicht werden.

*mässige
Umsetzungseffizienz*

Klasse 3

Die Umsetzungsziele der Projekte konnten nur mit einem höheren finanziellen *oder* einem höheren zeitlichen Aufwand erreicht werden.

*niedrige
Umsetzungseffizienz*

Klasse 4

Die Umsetzungsziele der Projekte konnten nur mit einem höheren finanziellen *und* einem höheren zeitlichen Aufwand erreicht werden.

7.3 Akzeptanz

Die Variable „Akzeptanz“ gibt Auskunft über die öffentliche Wirkung der jeweiligen Projekte. Sie untersucht, ob das Projekt mit grossem Widerstand, wohlwollender Kenntnisnahme oder mit aktiver Unterstützung der betroffenen Bevölkerung und einzelner Interessengruppen (z.B. Grundeigentümern, Landwirtschaft, Umweltorganisationen etc.) konfrontiert war. Bei der Beurteilung der Akzeptanz spielten die Aspekte Erholung, das aktive Nutzen des „Erlebnisraums Fließgewässer“, das Landschaftsbild, aber auch Aspekte des Hochwasserschutzes eine wichtige Rolle. Da sich in einigen Fällen die öffentliche Meinung im Verlauf bzw. nach der Umsetzung der Projekte deutlich veränderte, wurde die Erfolgsvariable Akzeptanz zu zwei Zeitpunkten untersucht (jeweils zu Beginn des Projekts und nachdem die Umsetzung abgeschlossen war). Die Evaluation zur Akzeptanz der Fallbeispiele erfolgte anhand von Medienberichten, Archivmaterial, Sekundärliteratur (z.B. Akzeptanzstudien oder Dissertationen zum Thema) sowie anhand der Interviews mit den Projektverantwortlichen (vgl. Kap. 4.3, Tab. 4-2).

Die Beurteilung der Akzeptanz der Projekte erfolgte entsprechend den folgenden vier Bewertungsklassen:

sehr hohe Akzeptanz

Klasse 1

Das Projekt wurde in der Öffentlichkeit und bei der Mehrzahl der Interessengruppen positiv aufgenommen (z.B. durch erhöhte Nutzung wie Spaziergehen, Baden usw., durch positive Resonanz in der Presse oder durch Zustimmung der Interessengruppen). Zudem unterstützte die Öffentlichkeit als Reaktion auf das Projekt weitere Handlungen aktiv, wie z.B. die Initiative für Folgeprojekte, die Initiierung neuer Naturschutzgebiete, Bepflanzungsaktionen, Flussfeste oder ähnliches.

<i>hohe Akzeptanz</i>	Klasse 2 Das Projekt wurde in der Öffentlichkeit und bei den Interessengruppen positiv aufgenommen (z.B. durch erhöhte Nutzung wie Spazierengehen, Baden etc., durch positive Resonanz in der Presse oder Zustimmung der Interessensgruppen).
<i>mässige Akzeptanz</i>	Klasse 3 Das Projekt wurde ohne Widerstand, aber auch ohne öffentliche Kenntnisnahme und Reaktion realisiert. Es führte zu keiner nachweisbaren Verhaltensveränderung innerhalb der betroffenen Bevölkerung.
<i>keine Akzeptanz</i>	Klasse 4 Das Projekt hatte mit aktivem Widerstand der Bevölkerung und/oder der Interessengruppen zu kämpfen.

7.4 Ergebnisse der Erfolgsvariablen

Wie Fig. 7-1 belegt, zeigte die Evaluation der untersuchten Fallbeispiele in Bezug auf die drei Erfolgsvariablen sehr unterschiedliche Ergebnisse. Diese werden im Folgenden getrennt analysiert und mit repräsentativen Zitaten aus den Interviews detaillierter erläutert. Aus Gründen der Anonymität erfolgt die Analyse in einer aggregierten Form und nicht auf der Ebene der Einzelbeispiele. Ob ein Zusammenhang zwischen der Qualität der unabhängigen Prozessvariablen (Kap. 6) und der Ausprägung der Erfolgsvariablen naheliegt, ist im nachfolgenden Kap. 8 dargestellt.

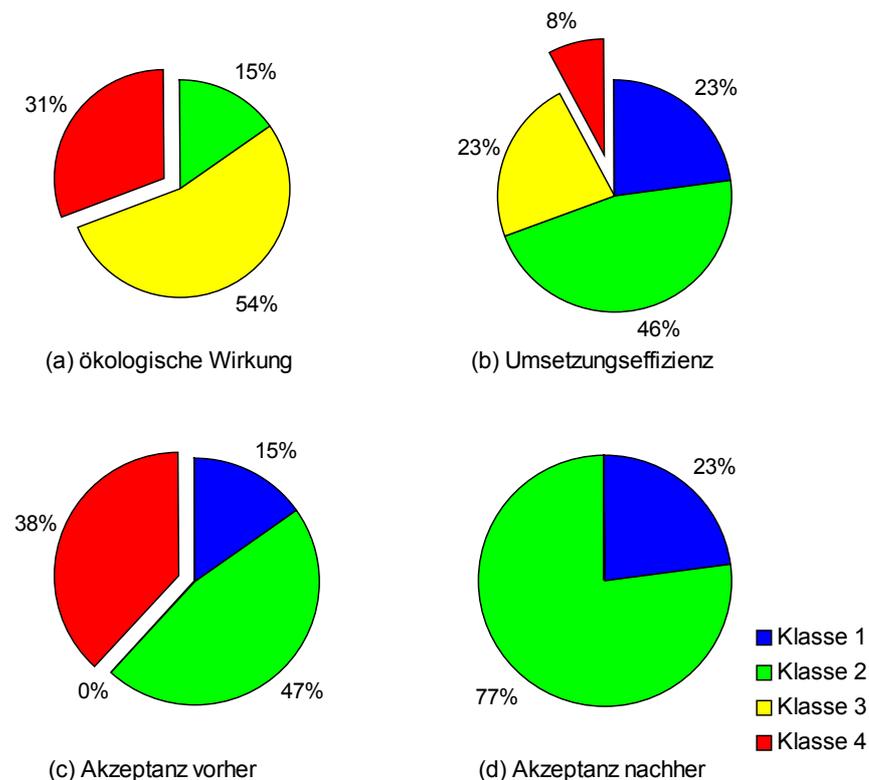


Fig. 7-1: Ergebnisse der Auswertung zu den Erfolgsvariablen von 13 implementierten Fallbeispielen. (Angaben zur Definition der Klassengrenzen vgl. Text; zwei der 15 Fallbeispiele waren zum Zeitpunkt der Untersuchung noch nicht realisiert und sind daher bei der Untersuchung der Erfolgsvariablen nicht berücksichtigt).

7.4.1 Ergebnisse zur ökologischen Wirkung

Auffallend bei der Analyse der ökologischen Wirkung (Fig. 7-1a) ist die Tatsache, dass keines der Fallbeispiele die höchste Klasse 1 erreichte wohingegen fast ein Drittel in der niedrigsten Kategorie klassifiziert wurde. In anderen Worten bedeutet dies, dass keines der untersuchten Fallbeispiele nachweisen konnte, dass die durchgeführten Massnahmen über einen längeren Zeitraum (d.h. mindestens über fünf bis zehn Jahre, vgl. dazu Kapitel 2) zu einer dauerhaften ökologischen Verbesserung in den Bereichen Morphologie, Hydrologie und Biologie führten. Diejenigen Projekte, die anhand von Monitoringdaten zwar zeigen konnten, dass sie in den drei erwähnten Bereichen eine ökologische Verbesserung im Vergleich zum Ausgangszustand und/oder zu einer Referenz verzeichnen konnten (Fig. 7-1a, Klasse 2), waren aus zwei Gründen nicht in der Lage, dies über einen längeren Zeitraum zu bestätigen. Entweder handelte es sich bei den Projekten um sehr junge Fallbeispiele, die noch nicht über Daten eines entsprechend langen Zeitraum verfügen oder aber um solche Projekte, die die ökologischen Erfolgskontrollen nach relativ kurzer Zeit wieder einstellten und damit auch keine dauerhafte Wirkung nachweisen konnten.

Bei etwa der Hälfte aller Projekte zeigte sich nach der Umsetzung zumindest in einzelnen Teilaspekten (meist im Bereich der Morphodynamik) oder anhand einzelner biologischer Indikatoren eine positive ökologische Entwicklung (Fig. 7-1a, Klasse 3). Diese Dokumentation der positiven ökologischen Ergebnisse erfolgte in den meisten Fällen anhand der Zusammensetzung der Fischarten oder einer veränderten Fischpopulation. Weitere biologische Indikatoren, die in einzelnen Projekten eine Rolle spielten, waren das Makrozoobenthos, Amphibien, Vögel sowie vegetationskundliche Indikatoren. Auch hier unterstreicht das Ergebnis, dass die Untersuchungen in der Regel nicht auf einen längeren Zeithorizont festgelegt sind. Sie wurden in mehreren Fällen entweder nur sporadisch oder zum Teil gar ausschliesslich aus privatem Interesse einzelner Fachpersonen durchgeführt. Dabei handelt es sich in allen Fällen um Untersuchungen, die mit „klassischen Indikatoren“ (wie Artenzahlen oder Artenzusammensetzungen) arbeiteten. Keines der Fallbeispiele untersuchte explizit funktionelle oder prozessorientierte Indikatoren, so wie sie aufgrund der theoretisch konzeptionellen Überlegungen (vgl. Kap. 2) wünschenswert wären. Da sich funktionelle Bewertungsmethoden heute oft noch schlecht für eine praktische Anwendung eignen (vgl. Kap. 2.1.5), verwundert diese Ergebnis jedoch nicht so sehr.

Eine systematische Auswertung sowie die Zusammenführung der Daten an einer zentralen Stelle, erfolgte nur in zwei der 13 Fallbeispiele. Damit konnten auch nur diese beiden Projekte ihre zuvor gemachten Fehler detailliert analysieren, um davon für zukünftige Projekte zu profitieren. Interessanterweise handelt es sich im einen Fall um ein sehr frühes Pilotprojekt und im anderen Fall um ein sehr aktuelles Projekt, so dass kein Zusammenhang zum Alter der Projekte ermittelt werden konnte.

Bei knapp einem Drittel der Fälle war es nicht möglich, eine ökologische Wirkung nachzuweisen. Einerseits weil Erfolgskontrollen aufgrund fehlender Voruntersuchungen nicht durchgeführt werden konnten, andererseits weil nur der landschaftlich-ästhetische Aspekt untersucht

wurde bzw. die Ergebnisse der ökologischen Untersuchungen zeigten, dass die Planung oder die Durchführung fehlerhaft war (Fig. 7-1a, Klasse 4). In diesen Fällen führten z.B. falsch berechnete Radien, die Verwendung falscher Baumaterialien oder eine falsch eingeschätzte Geschiebesituation zu unerwarteten negativen Ergebnissen.

Die Gründe, die die Projektverantwortlichen für die mangelhafte Durchführung der Erfolgskontrollen nannten, bestätigen in grossen Teilen die Argumente, die bereits in der ersten Interviewserie durch die „alten Hasen“ beschrieben wurden (vgl. Kap. 5). Auch im Rahmen der untersuchten Fallbeispiele waren fehlende Untersuchungskonzepte sowie ein mangelndes Allgemeininteresse für die schlechte Situation der ökologischen Wirkungskontrolle verantwortlich. Allerdings spielte das Argument der zu hohen Kosten bei der Analyse der Fallbeispiele mit Abstand die grösste Rolle, wie die nachfolgenden Zitate illustrieren.

*„In den ersten Jahren [hat man] so ein Monitoring Programm laufen lassen, das [ist] aber **nach relativ kurzer Zeit aus finanziellen Gründen nicht mehr weiter geführt** worden.“
(Planungsbüro Deutschland)*

*Doch angedacht [war die Erfolgskontrolle] schon, aber nicht projektiert. Wir waren natürlich immer der Meinung, es wäre gut, wenn man es täte, aber es gab bisher keinen richtigen Anstoss, um so etwas zu unternehmen. Ich habe **aus eigener Initiative** eine Laichplatzkartierung vorgenommen und hab im ersten Jahr nachgeschaut, nachdem die Revitalisierung durchgeführt wurde.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)*

*„Ob wir dann weitere Untersuchungen machen, das stellt sich dann heraus, wenn wir die Resultate haben. Es ist geplant, **ob es dann finanziert wird, ist dann die zweite Sache.**“
(Kantonales Umweltamt, Schweiz)*

7.4.2 Ergebnisse zur Umsetzungseffizienz

Im Gegensatz zur Analyse der ökologischen Wirkung zeigte sich bei der Auswertung der Ergebnisse zur Umsetzungseffizienz ein auffallend positives Bild. Knapp ein Viertel der Projekte erreichte die oberste Bewertungsklasse (Fig. 7-1b, Klasse 1) und nur ein einziges Projekt überschritt die geplanten zeitlichen und finanziellen Rahmenbedingungen deutlich (Fig. 7-1b, Klasse 4). Bei knapp der Hälfte der Fälle lagen die tatsächlich verbrauchten finanziellen und zeitlichen Mittel im geplanten Rahmen (Fig. 7-1b, Klasse 2). Rund ein Viertel der Projekte wies entweder zeitliche Verzögerungen auf oder verzeichnete eine Überschreitung der ursprünglich geplanten Budgetmittel (Fig. 7-1b, Klasse 3). Da diese Verzögerungen zum Teil durch äussere Einflüsse begründet waren (z.B. durch unerwartete Hochwasserereignisse während sensibler Bauphasen), ist davon auszugehen, dass das Projektmanagement der untersuchten Revitalisierungsprojekte aus technischer und finanzieller

Sicht kein grösseres Problem darstellt. In einzelnen Fällen beschrieben die Projektverantwortlichen die zeitlichen Verzögerungen sogar als hilfreich, da sich im Laufe der Zeit und v.a. durch eine wachsende Zustimmung in der Bevölkerung positive Neuentwicklungen für ökologisch sinnvollere Lösungen ergaben (vgl. Zitate unten).

Das einzige Fallbeispiel, bei dem es zu einer deutlichen Überschreitung der Ressourcen kam, ist eines der frühen Pilotprojekte. Hier gaben die Verantwortlichen an, dass ihre Erfahrung bei der Gestaltung und Durchführung solcher Art Projekte noch nicht gross genug war, um den finanziellen und zeitlichen Rahmen richtig einzuschätzen. Dies hat sich im Laufe der Jahre entsprechend verändert und sie konnten viel aus den anfänglichen Fehlern lernen.

Im Gegensatz dazu sind es v.a. die jüngeren Projekte, bei denen die effektiven Ausgaben sogar unter dem budgetierten Erwartungen blieben. Wie die Zitate unten zeigen, wird die praktische Planung und Durchführung der Projekte im Vergleich zu anderen Bauprojekten als relativ unproblematisch eingeschätzt. Daneben konnten einige Projekte zusätzlich von der Unterstützung freiwilliger Helferinnen oder Helfer profitieren bzw. davon, dass bestimmte Mittel zwischen einzelnen Fachstellen unentgeltlich verrechnet wurden. Dies reduzierte den Verbrauch der Ressourcen zum Teil stark. Zudem gelangte auch die Bauwirtschaft während der letzten Jahre an einigen Orten in den Einfluss der Rezession. Dies führte nach Angaben einiger Projektverantwortlicher dazu, dass die effektiven Kosten für die Realisierung der Projekte günstiger als geplant ausfielen. Der Aspekt der Schaffung oder Erhaltung lokaler Arbeitsplätze spielte in diesem Zusammenhang bei mehreren Fällen eine zentrale Rolle (vgl. Zitate unten).

*„Ja, alles ist im Rahmen - sogar unter dem Kostenrahmen - geblieben. Wir haben festgestellt, wenn keine Hindernisse da sind, z.B. in Form von Strassen, Kabeln, Leitungen oder anderen baulichen Sachen, dann sind Revitalisierungen recht **kostengünstig, im Verhältnis zu heutigen Methoden die man bautechnisch kennt.**“*
(Projektverantwortlicher Liechtenstein)

*„ Wenn sie die Leute ansprechen, dann erhalten sie eigentlich immer wahnsinnig viel Unterstützung. Ich habe z.B. all die gepflanzten Bäume durch den Förster gratis erhalten. Normalerweise hätte ich diese Bäume kaufen müssen, aber weil ich kein Geld hatte, hat er sie mir so gegeben. Auch die Saat für die Wiesen habe ich so erhalten [...]. Solche Sachen und dass die Leute gratis für mich arbeiten durften [...] **solch ‚scheinbare Lächerlichkeiten‘, die sich aber summieren, waren sehr hilfreich.**“*
(Projektverantwortlicher, Schweiz)

„In unserem konkreten Fall war es sowieso so, dass die Bauwirtschaft in den letzten 2-3 Jahren sehr grosse Schwierigkeiten bekommen hat und wir jetzt die gleichen **Projekte um 20% billiger** machen können, als noch vor 3-4 Jahren. Das liegt aber daran, dass einfach die Bauwirtschaft stagniert und wir eine Rezession haben. Ausserdem sind **wir im ganzen Gebiet einer der grössten Arbeitgeber** für den Tiefbaubereich der Bauwirtschaft [...]. Wir haben immer argumentiert, wir schaffen ca. 5 Jahre lang 30 Arbeitsplätze. Das sind also praktisch 150 Mannjahre, die durch dieses Projekt geschaffen werden.“
(Projektverantwortlicher Österreich)

„Wir sind natürlich auch in **eine verhältnismässig günstige Bauzeit** gekommen, in der die Preise verhältnismässig tief waren. [...] In der letzten Etappe war es Erdbau. Das ist an und für sich etwas Günstiges. Wir hatten also keine finanziellen Probleme. Wir haben die Abrechnung zwar noch nicht, aber wir sind deutlich im Rahmen des Kostenvoranschlags.“
(Ingenieurbüro, Schweiz)

7.4.3 Ergebnisse zur Akzeptanz

Das positive Bild, das sich bei der Umsetzungseffizienz abzeichnete, wurde durch die Auswertung der Erfolgsvariablen „Akzeptanz“ noch weiter übertroffen. Dabei ist allerdings zu beachten, dass es im Verlauf der Projekte durchaus zu einem deutlichen Meinungswechsel der betroffenen Bevölkerung, aber auch innerhalb der Interessengruppen kommen kann. Zeigte sich zu Beginn der Projekte noch ein relativ polarisiertes Bild, was die Akzeptanz der Projekte betrifft (Fig. 7-1c), so veränderte sich dieses nach Umsetzung der Massnahmen ausgesprochen positiv. Als die baulichen Veränderungen der Fallbeispiele noch nicht implementiert waren, kam es immerhin in fünf der 13 Fälle zum Teil zu sehr grossem Widerstand. Dabei handelte es sich u.a. um Projekte, die Ende der 1980er Jahre projektiert wurden und ursprünglich eine sehr technokratische Planung aufwiesen. Solche Projekte entsprachen v.a. dem Hochwasserschutz, nicht aber der Gewässerökologie und führten zu entsprechend massiven Konflikten mit den Umweltverbänden. Infolge der starken Proteste lehnten die staatliche Förderstellen in einem Projekt anschliessend sogar die finanzielle Unterstützung so lange ab, bis die ökologischen Belange in einem entsprechenden Ausmass berücksichtigt wurden und auch die Anliegen unterschiedlicher Interessengruppen vertreten waren. In anderen Fällen wurden die Ziele der Projekte im Vorfeld nach eigener Einschätzung der Verantwortlichen nur sehr mangelhaft in der Öffentlichkeit kommuniziert, so dass beispielsweise ein Unbehagen darüber entstand, ob die Gewässer nach der Realisierung der Massnahmen möglicherweise nicht mehr zugänglich sind und z.B. Joggingmöglichkeiten, Spazierstrecken oder Radweg verschwinden könnte. Die Angst, dass alles zum reinen Naturreservat

„verkommen“ könnte war latent. Ebenso kam es in Einzelfällen zu sehr substanziellen Konflikten, sofern die Grundstücke nicht in staatlichem Besitz (Gemeinde, Kanton, Land) waren. Hier musste von Seiten der Projektleitung oft und sehr beharrlich Überzeugungsarbeit geleistet werden, wobei als ein Schlüsselement der Abtausch (und explizit nicht der Kauf) von Grundeigentum eine Rolle spielte.

Interessanterweise stieg die Akzeptanz nach der Umsetzung der Massnahmen bei allen Projekten bis in die zwei höchsten Bewertungsklassen 1 und 2 (Fig. 7-1c). Selbst in den Fällen, in denen die Verhandlungen über das Grundeigentum oder über ökologische Kompromissvorschläge zum Teil sehr heftig diskutiert wurden, empfinden die befragten Beteiligten den heutigen Zustand in der Mehrzahl als ausgesprochen positiv.⁶ In fast einem Viertel der Fälle erzielten die Projekte sogar eine solch hohe öffentliche Zustimmung, dass aus den bisherigen Projekterfahrungen entweder eine aktive Unterstützung von Folgeprojekten oder aber eine aktive Unterstützung von Schutzmassnahmen (wie Bepflanzungen, Einrichtung von Nistkästen etc.) stattfand (Fig. 7-1, Klasse 1).

In Bezug auf die Akzeptanz der Projekte beschrieben die befragten Projektverantwortlichen ausserdem auffallend oft vergleichbare „persönliche Schlüsselerlebnisse“, die sie in Bezug auf die öffentliche Resonanz erfahren hatten. Hierbei kristallisierten sich drei Gesichtspunkte heraus, die eine zentrale Rolle bei der Zustimmung zu einem Projekt spielten:

- (a) die wieder gewonnene Zugänglichkeit der Gewässer, speziell unter dem Aspekt spielender Kinder,
- (b) der aufgewertete ästhetische Eindruck, den ein revitalisiertes Landschaftsbild erfährt und
- (c) der erhöhte Hochwasserschutz, der bewusst oder als Nebenprodukt von Fliessgewässer Revitalisierungen erzielt wird.

Damit sind es in erster Linie die Nutzungsinteressen der Bevölkerung und weniger die ökologischen Gesichtspunkte, die eine positive Resonanz der Projekte bewirken. Häufig sind die ökologischen Aspekte sogar sekundär. Bei allen positiven Reaktionen auf die Revitalisierungsmassnahmen darf v.a. nicht vergessen werden, dass die effektiv revitalisierten Strecken im Verhältnis zu den verbauten Strecken noch extrem rar sind. In der Schweiz werden jährlich weniger als 1% des Revitalisierungspotenzials umgesetzt (vgl. Kap. 1.5), so dass es nach der Fertigstellung der Projekte oft zu einem ausgesprochen intensiven Nutzungsdruck durch Erholungssuchende kommt. Wie die repräsentativen Zitate unten zeigen, führte dies in einigen Fällen zu negativen Nebeneffekten, v.a. was die ökologische Wirkung der Projekte betrifft. In einigen Fällen fiel der ökologische Nutzen aufgrund des sehr starken Nutzungsdrucks deutlich geringer als erwartet aus oder er konnte überhaupt nicht nachgewiesen werden.

⁶ Es liegt nahe, dass diejenigen Gruppen, die zu Beginn der Projekte protestierten, nicht immer identisch mit den Bevölkerungsgruppen sind, die ein Projekt im Nachhinein annehmen oder aktiv unterstützen. Dies würde die Diskrepanz zwischen der Akzeptanz vorher und nachher plausibel erklären. Im Rahmen der vorliegenden Dissertation konnte dieser Aspekt aus zeitlichen Gründen jedoch nicht detailliert untersucht werden, da er den Rahmen der 15 Fallbeispiele gesprengt hätte. Am ausführlich untersuchten Beispiel dreier Fallstudien wird diese Frage jedoch im Rahmen einer Dissertation am geographischen Institut der Universität Zürich untersucht (M. Zaugg, in Bearb.).

„Wir haben vielleicht ein bisschen unterschätzt, wie stark das Gebiet zu einem Tourismusflecken geworden ist. Wenn man daran denkt, dass dort Vogelschutzmassnahmen diskutiert wurden! [...] Es gibt jetzt viele Grillplätze, auch solche, bei denen wirklich bauliche Massnahmen getroffen wurden. Ein Grillplatz ist eingezäunt, mit einem Schild ‚Eigentum der Bürgergemeinde, betreten verboten‘, mitten in den allerschönsten Gebieten, zwischen [dem Fluss] und den Altläufen, oder am Altlauf selbst. Hier müsste man wahrscheinlich in Zukunft mehr planen und steuern.“
(Vertreter eines Umweltverbands, Schweiz)

„Aber es gibt natürlich auch immer Zielkonflikte, z.B. mit den Fischen. **Im Sommer können wir keine Fischuntersuchungen durchführen, weil so viele Leute herumspringen**, was natürlich auch nicht gut ist für die Fische. [...] wenn sie so viele Leute rumspringen sehen, dann ist natürlich der ökologische Effekt zweifelhaft.“
(Projektleitung, Schweiz)

Insgesamt überwogen jedoch die positiven Reaktionen, die im folgenden anhand einiger repräsentativen Aussagen zusammengefasst und näher erläutert sind.

▪ Zugänglichkeit der Gewässer

Nach Ansicht der Mehrzahl der Befragten spielt der direkte Zugang zum Gewässer eine zentrale Bedeutung, damit die Akzeptanz der Projekte steigt. Unabhängig voneinander (und ohne konkret danach gefragt worden zu sein) unterstrichen mehrere Interviewpartner, wie wichtig es insbesondere für Kinder ist, dass sie einen Fluss oder einen Bach spielerisch entdecken und erleben können. Gerade dieser Aspekt des neuen Erlebnisraums scheint für viele Projektverantwortliche auch eine Hauptmotivation oder persönliche Triebfeder zu sein, um sich für Fließgewässer Revitalisierungen einzusetzen.

„Von der Bevölkerung wurde das Projekt sehr gut angenommen, das sieht man an ganzen Bevölkerungsscharen, die hier spielen. Früher gab es [...] vielleicht Spaziergänger, aber keine Leute, die dort stationär mit den Kindern hingingen. Es ist wirklich ein sehr guter Erfolg, das kann ich schon sagen. **Wissen Sie, mich freut das immer, wenn Sie diese Kinder sehen**, die bauen immer so Dämme und das ist ja eine der Sachen, wo die Kinder etwas bilden können, etwas gestalten können, natürlich ist es beim nächsten Hochwasser wieder weg.....“
(Kantonaler Beamter, Schweiz)

„Wenn ich dann sehe, dass die Kinder ganz erfreut durch den Bach rennen und ganz begeistert sind. Das ist einfach ein tolles Erfolgserlebnis, das man selten so stark spürt. **Wasser spielt, glaube ich gerade für Kinder eine sehr große Rolle. Es ist einfach auch schön, wenn man Projekte machen kann, die auch bei der Bevölkerung ankommen**, wo man sich mit identifizieren kann. In der Grössenordnung habe ich nachher und vorher keines mehr gemacht.“
(Landschaftsarchitekt, Deutschland)

▪ Landschaftsästhetik

Ein ebenfalls bedeutendes Element für eine hohe Akzeptanz der Projekte ist der Aspekt der Landschaftsästhetik (das zurück gewonnene „Bild der eigenen Kindheit“) mit ihrer Erholungsfunktion. In vielen Fällen wurden die wenigen revitalisierten Gewässerabschnitte geradezu zum magnetischen Anziehungsort für die Anwohnerinnen und Anwohner, was (wie oben erwähnt) zum Teil zu starken Zielkonflikten mit der ökologischen Wirkung der Massnahmen steht.

„Ich glaube daran, **dass diese Landschaft in irgendeiner Form ausstrahlt**, egal ob das Kinder oder Erwachsene erleben. Ich glaube es ist wichtig, dass man so etwas mitbekommt. Den Dschungel im Auwald, das Wandern am Gewässer entlang, das Rasten mit einem Lagerfeuer oder mit einem Kanu auf dem Fluss.“
(Planungsbüro, Österreich)

„Da waren v.a. die positiven Reaktionen aus der Bevölkerung. Als die ersten Überschwemmungen kamen und die Leute sich darüber gefreut haben und die Leute gesagt haben, **was für eine andere Lebensqualität sie jetzt hätten**, wenn sie aus dem Fenster schauen.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

„Die Bevölkerung hat es positiv aufgenommen und **damit [ist] auch die Opposition von den Landwirten und den Eigentümern nicht mehr so gross**. Sie ist relativ stark verstummt, weil sie auch gemerkt haben, dass die Leute es wünschen, und dass es wirklich ein Bedürfnis ist.“
(Kantonale Fachstelle, Schweiz)

▪ Hochwasserschutz

Ein weiterer Grund für die hohe bis sehr hohe Akzeptanz einiger Projekte bezog sich auf die gewährleistete Hochwassersicherheit. Keines der Revitalisierungsprojekte führte zu einer Minderung der Hochwassersicherheit, nachdem die Massnahmen vollständig umgesetzt und die entsprechenden ingenieurbioologischen Bauweisen angewachsen waren. Da die Projekte im Verhältnis zu anderen Bauprojekten (z.B. Strassenbau) zudem relativ kostengünstig sind, verbargen einige Projektverantwortliche ihre Freude nicht, dass sie hier mit relativ wenig finanziellen Mitteln etwas unternehmen können, um dafür im Gegenzug sehr viel öffentliche Zustimmung zu ernten.

*„Also ,die‘ Öffentlichkeit gibt es nicht.
Ich würde einmal sagen, die Fischer, die
ursprünglich ziemlich skeptisch waren,
die haben wir inzwischen überzeugt,
dass dies positiv ist.*

*Die Landwirtschaft, die auch skeptisch war,
die haben wir in weiten Teilen auch
überzeugen können. Vor einem Jahr
war z.B. fast ein HQ₁₀ also ein relativ
hoher Wasserstand und man hat
einfach gesehen, dass dies in unseren
Aufweitungsbereichen kein Problem war.*

*Die Landwirtschaft hat also
gesehen, dass dieser hohe
Wasserstand in unseren Aufweitungen
keine undiagnostizierten Zustände
verursacht hat. Es ist das passiert, was
wir erwartet haben und es ist nichts
Gröberes passiert.*

***Der Bürger und die Hausfrau, die zwei
Kinder hat und die Kinder
dann plötzlich auf der Schotterbank spielen
können, die waren auch schon vor zehn
Jahren nicht das Problem.”**
(Planungsbüro, Österreich)*

Synthese

8 Synthese und Diskussion der empirischen Ergebnisse

8.1 Datengrundlage der Synthesearbeit

Die Ergebnisse dieser Arbeit dienen in erster Linie dazu, den Erfolg oder Misserfolg von Revitalisierungsprojekten zu erklären. Im Zentrum der Arbeit stand das *Verstehen* der Prozesse, die zu erfolgreichen Projekten führten. Damit spielte mehr das Generieren neuen Wissens und weniger das Überprüfen bekannter Theorien eine zentrale Rolle. Um diesem Anspruch gerecht zu werden, kombiniert diese Arbeit zwei methodische Ansätze, die aus der qualitativen Sozialforschung stammen und auf den Richtlinien des „theoretischen Samplings“ basieren (Details vgl. Kap. 4). Mit Hilfe dieses Forschungsdesigns entstand einerseits das Evaluationsschema zur Analyse der unabhängigen Prozessvariablen (Kap. 5.8 und 5.9). Andererseits erfolgte ein erster Testlauf an 15 Fallbeispielen, um das Verfahren auf seine Praktikabilität zu testen und einen ersten Eindruck von der Ausprägung der Erfolgsvariablen zu erhalten (Kap. 6-7). Aufgrund der begrenzten Anzahl der Fallbeispiele war eine statistisch repräsentative Auswertung der Daten ausgeschlossen. Die unten diskutierten Zusammenhänge zwischen den sechs unabhängigen Prozessvariablen⁷ und den drei Erfolgsvariablen⁸ sind deshalb als Trends zu verstehen. Sie erheben keinen Anspruch auf statistische Signifikanz. Die Interpretation der Variablen geht auf qualitative Evidenzen ein, welche anhand der Interview- und Fallstudienresultate plausibel erscheinen. Die Ergebnisse liefern ausserdem Grundlagen dafür, um weitergehende quantitative Studien durchzuführen zu können.

8.2 Vorgehen

Um mit Hilfe der untersuchten Fallbeispiele mögliche Trends und Zusammenhänge zwischen den Prozess- und Erfolgsvariablen ableiten zu können, wurden die Ergebnisse der jeweiligen Einzelbeurteilungen in Form von Kontingenztafeln (3x2 Felder oder 2x2 Felder) zusammengefasst (Tab. 8-1). Dies ermöglichte eine übersichtliche Darstellung, um Zusammenhänge oder einzelne Auffälligkeiten zu ermitteln. Die Arbeitshilfe erlaubte ausserdem eine qualitative Bewertung verschiedener Variablen nach den Kriterien ihrer relativen Anteile und der daraus abzuleitenden positiven oder negativen Tendenzen zwischen den einzelnen Prozess- und Erfolgsvariablen. Diese wurden anschliessend anhand konkreter Einzelfälle qualitativ analysiert, um mögliche Erklärungsmuster für tendenziell erfolgreiche oder weniger erfolgreiche Projekte abzuleiten zu können.

⁷ Als unabhängige Prozessvariablen wurden in Kap. 3.4.4 (1) Qualität der ökologischen Zielsetzung, (2) Qualität beim Einbezug der Öffentlichkeit und der Interessengruppen, (3) Qualität der Voruntersuchungen, (4) Qualität bei der Auswahl der Verbesserungsvarianten, (5) Qualität des Umsetzungsprozesses, (6) Qualität der adaptiven Projektsteuerung (begleitendes Monitoring und ökologische Erfolgskontrollen) bestimmt.

⁸ Als abhängige Erfolgsvariablen wurden in Kap. 3.4.5 (1) ökologische Wirkung, (2) Umsetzungseffizienz, (3) Akzeptanz bestimmt.

8.3 Kategorienbildung

Unabhängige Prozessvariablen

Zur Übertragung der unabhängigen Prozessvariablen in die Kontingenztafeln wurden alle sechs Klassen der Prozessvariablen in die dichotomen Ausprägungen „hoch“ bzw. „tief“ übersetzt. Diese Kategorienbildung „hoch“ oder „tief“ erfolgte für alle unabhängigen Prozessvariablen nach einem identischen Muster und folgendem Unterscheidungsmerkmal: Alle Variablen, die bei den Fallbeispielen eine Klassifizierung „exzellent“ (>0.9 bis 1 Punkte⁹), „sehr gut“ (0.6 bis 0.9 Punkte) oder „gut“ (0.1 bis 0.5 Punkte) erreichten, fielen in die Kategorie „hohe Ausprägung“. Alle Prozessvariablen, die bei den Fallbeispielen eine „unzureichende“ (-0,4 bis 0 Punkte), „schlechte“ (-0,9 bis -0,5 Punkte) oder „sehr schlechte“ (< -0,9 bis -1 Punkt) Bewertung erhielten, galten entsprechend als „tiefe Ausprägung“ (zur Unterteilung der Bewertungsklassen vgl. Kap. 5.9). Eine solch systematische Einteilung in „hoch“ und „tief“ erschien legitim, da die detaillierte Analyse der Fallbeispiele einerseits zeigte, dass alle Bewertungsklassen repräsentiert waren und keine starke Dominanz für die eine oder andere Klasse ersichtlich war (vgl. Fig. 6-2 und Fig. 6-3). Andererseits erfolgte die Beurteilung der sechs Prozessvariablen systematisch anhand von jeweils acht Bewertungsfragen, so dass keine Über- oder Unterbewertung einzelner Variablen nahe lag.

Abhängige Erfolgsvariablen

Zur Übertragung der abhängigen Erfolgsvariablen in die Kontingenztafeln wurden im Gegensatz zu den Prozessvariablen entweder zwei oder drei Kategorien gebildet („hohe“ und „tiefe“ bzw. „hohe“, „mittlere“ und „tiefe“ Ausprägung im Fall der „ökologischen Wirkung“). Zudem wurde die Erfolgsvariable „Akzeptanz“ zu zwei unterschiedlichen Zeitpunkten betrachtet, da sie sich im Verlauf der Projekte deutlich veränderte.

Als Ausnahmefall lag einzig bei der Erfolgsvariablen der „ökologischen Wirkung“ eine dreistufige Bewertung nahe. Wie die Ergebnisse im vorherigen Kapitel zeigen, konnte keines der untersuchten Fallbeispiele die höchste Klasse 1 erreichen (vgl. Fig. 7-1). Diese Kategorie würde fordern, dass die Gewässer nach der Durchführung der Verbesserungsmaßnahmen in den Bereichen Hydrologie, Morphologie und Biologie eine *dauerhafte* ökologische Verbesserungen zeigten. Dies konnte jedoch bei keinem der analysierten Fallbeispiele nachgewiesen werden. Allerdings kann dieses Ergebnis nicht vollständig ausschließen, dass dennoch eine dauerhafte ökologische Wirkung eintrat. Diejenigen Fallbeispiele, die zwar eine kurzfristige Verbesserung im Bereich Hydrologie, Morphologie und Biologie nachweisen konnten (Klasse 2), verfügten nämlich über keine ausreichenden Daten, um die langfristige ökologische Wirkung zu beurteilen. Es wäre somit zumindest theoretisch denkbar, dass einzelne Projekte die Klasse 1 erreicht hätten, wären sie entweder etwas älter oder hätte sie ihre Monitoringprogramme nicht zu früh abgebrochen. Da hierzu keine Aussage möglich war, wurden die Klassen 1 und 2 zur Analyse der Zusammenhänge zwischen den Prozess- und den Erfolgsvariablen zur Kategorie „hohe Ausprägung der ökologischen Wirkung“ zusammengefasst und den Klassen 3 und 4 gegenüber gestellt („mittlere“ bzw. „tiefe“ Ausprägung

⁹ Die Punktabgaben beziehen sich auf eine normierte Skala zwischen +1 und -1 Punkte, vgl. Kap. 5.9.

in Tab. 8-1). Damit war eine ausgewogene Verteilung aller Klassen gegeben, ohne dass eine einzelne Variable dominierte.

Was die Kategorienbildung bei der Erfolgsvariablen „Umsetzungseffizienz“ betrifft, so lag eine Einteilung in zwei Ausprägungen „hoch“ und „tief“ nahe, die jeweils die Klassen 1 und 2 bzw. Klassen 3 und 4 aus Kap. 7.2 zusammenfassen. Damit war jede Klasse repräsentiert und keine dominierte über die anderen.

In Bezug auf die Kategorienbildung der Erfolgsvariablen „Akzeptanz“ erschien es sinnvoll, zwei unterschiedliche Zeitpunkte zu berücksichtigen. Wie das Kap. 7.4.3 erläutert, kam es bei fünf Projekten zu Beginn der Planung zu starkem Widerstand innerhalb der Bevölkerung und/oder der Interessengruppen (Klasse 4). Alle fünf Projekte betonten jedoch, dass sich die Zustimmung im Laufe der Zeit deutlich erhöhte, so dass vier Projekte nach der Realisierung ihrer Massnahmen eine breite positive Resonanz erfuhren (Klasse 2). Ein Projekt war sogar der Auslöser, der die aktive Unterstützung eines Folgeprojekts initiierte (Klasse 1). Damit erreichten alle untersuchten Projekte nach der Umsetzung der praktischen Verbesserungsmassnahmen eine der zwei höchsten Klassen. Dies bedeutet wiederum, dass eine Kategorienbildung sinnlos wäre, die die Grenze zwischen Klasse 2 und 3 ziehen würde. Aus diesem Grund erfolgte die Einteilung im Fall der Erfolgsvariablen „Akzeptanz“ nach folgenden Kriterien:

In Bezug auf die Akzeptanz vor Projektbeginn wurden die Klassen 1 und 2 des Kap. 7.3 zur Kategorie „hoch“, die Klassen 3 und 4 zur Kategorie „tief“ zusammengefasst. Da die Zustimmung *nach* Umsetzung der Massnahmen in allen Fällen mindestens sehr positiv war (Klasse 2), wurde nur noch der Zusammenhang zwischen den Prozessvariablen und einer *aktiven* weiteren Unterstützung der Öffentlichkeit untersucht. Somit erhielt allein die Klasse 1 die Ausprägung „hoch“, die Klassen 2, 3 und 4 wurden zu „tief“ zusammengefasst. Dies erschien auch inhaltlich gerechtfertigt, da der Schritt zwischen passiver Nutzung (z.B. spazieren gehen, baden) und einem aktiven Unterstützen (z.B. Pflegemassnahmen, Initiierung weiterer Projekte, Kampf für mehr Naturschutzgebiete) ein deutliches Unterscheidungsmerkmal darstellt, das für die Beurteilung zukünftiger Projekte sinnvoll und wichtig erscheint. Ebenso ergab sich mit dieser Klassenbildung eine ausgewogene Verteilung der Fälle auf die zwei Kategorien (vgl. Tab. 8-1).

Einschätzung der Zusammenhänge

Die nachfolgende Interpretation der Ergebnisse stellt die Analyse von Tendenzen ins Zentrum ihrer Betrachtung. Dabei liegen folgende Auswertungskriterien zu Grunde: Alle Trends, die einen positiven oder negativen Zusammenhang zwischen den unabhängigen Prozessvariablen und den abhängigen Erfolgsvariablen nahelegen, beruhen auf dem Vergleich der Randverteilungen mit der jeweiligen Verteilung des zu untersuchenden Variablenpaares in Tab. 8-1. Dazu wurden die Fallbeispiele entsprechend ihrer Kategorien (hoch, mittel und tief) eingeteilt und ihre prozentuale Verteilung in diesen Kategorien bestimmt. So ergab sich beispielsweise bei der Ermittlung des Zusammenhangs zwischen der „Qualität der Zielsetzung“ und der „ökologischen Wirkung“, dass 33% der Projekte, die eine hohe Qualität der Zielsetzung erreichten, auch eine hohe ökologische Wirkung erzielten. 50% erzielten eine mittlere ökologische Qualität und 17% eine tiefe (Felder links oben in Tab. 8-1). Umgekehrt erreichte kein Projekt (0%), das eine tiefe Qualität der Ziel-

setzung zeigte, eine hohe ökologische Wirkung. 57% erzielten eine mittlere ökologische Wirkung und 43% eine tiefe. Die Frage, ob im Einzelnen ein Zusammenhang zwischen den beiden Paaren nahe liegt, wurde jeweils im Vergleich zur Randverteilung aller Projekte analysiert (letzte Zeile in Tab. 8-1; im obigen Beispiel bedeutet die Randverteilung, dass 15% aller Projekte eine hohe ökologische Wirkung erzielten, 54% eine mittlere und 31% eine tiefe).

Tab. 8-1: Kontingenztafeln zur Analyse der tendenziellen Zusammenhänge zwischen den unabhängigen Prozessvariablen (Reihen) und den abhängigen Erfolgsvariablen (Spalten). Die Tabelle gibt einen Überblick über mögliche Trends, sie wurde aufgrund der geringen Anzahl der Fallstudien (n = 13) jedoch nicht zu statistischen Auswertungen benutzt (Alle Angaben zur Bildung der Kategorien, vgl. Text).

Prozessvariablen	Erfolgsvariablen ökol. Wirkung				U-Effizienz				Akzeptanz vorher			Akzeptanz nachher (Folgeaktivität)		
	hoch Kl. 1&2	mittel Kl. 3	tief Kl. 4	Summe	hoch Kl. 1&2	tief Kl. 3&4	Summe	hoch Kl. 1&2	tief Kl. 3&4	Summe	hoch Kl. 1	tief Kl. 2,3&4	Summe	
Qualität der Ziele	hoch	2 33%	3 50%	1 17%	6	4 67%	2 33%	6	4 67%	2 33%	6	1 17%	5 83%	6
	tief	0 0%	4 57%	3 43%	7	5 71%	2 29%	7	4 57%	3 43%	7	2 29%	5 71%	7
	Summe	2	7	4	13	9	4	13	8	5	13	3	10	13
Einbezug der Interessen	hoch	1 25%	2 50%	1 25%	4	3 75%	1 25%	4	2 50%	2 50%	4	1 25%	3 75%	4
	tief	1 11%	5 56%	3 33%	9	6 67%	3 33%	9	6 67%	3 33%	9	2 22%	7 78%	9
	Summe	2	7	4	13	9	4	13	8	5	13	3	10	13
Voruntersuchungen	hoch	1 25%	2 50%	1 25%	4	3 75%	1 25%	4	3 75%	1 25%	4	1 25%	3 75%	4
	tief	1 11%	5 56%	3 33%	9	6 67%	3 33%	9	5 56%	4 44%	9	2 22%	7 78%	9
	Summe	2	7	4	13	9	4	13	8	5	13	3	10	13
Alternativenwahl	hoch	1 17%	4 67%	1 17%	6	4 67%	2 33%	6	2 33%	4 67%	6	2 33%	4 67%	6
	tief	1 14%	3 43%	3 43%	7	5 71%	2 29%	7	6 86%	1 14%	7	1 14%	6 86%	7
	Summe	2	7	4	13	9	4	13	8	5	13	3	10	13
Umsetzungsprozess	hoch	2 22%	6 67%	1 11%	9	7 78%	2 22%	9	7 78%	2 22%	9	2 22%	7 78%	9
	tief	0 0%	1 25%	3 75%	4	2 50%	2 50%	4	1 25%	3 75%	4	1 25%	3 75%	4
	Summe	2	7	4	13	9	4	13	8	5	13	3	10	13
adapt. Projektsteuerung (Begleitunters./Monitor.)	hoch	1 25%	2 50%	1 25%	4	4 100%	0 0%	4	3 75%	1 25%	4	1 25%	3 75%	4
	tief	1 11%	5 56%	3 33%	9	5 56%	4 44%	9	5 56%	4 44%	9	2 22%	7 78%	9
	Summe / Randverteilung	2 15%	7 54%	4 31%	13	9 69%	4 31%	13	8 62%	5 38%	13	3 23%	10 77%	13

- stark/mittlerer positiver Zusammenhang liegt nahe
- stark/mittlerer negativer Zusammenhang liegt nahe
- schwach positiver Zusammenhang liegt nahe
- schwach negativer Zusammenhang liegt nahe

Zur weiteren Auswertung der Daten wurde angenommen, dass dann ein Zusammenhang nahe liegt, wenn die Abweichung eines Vergleichspaares zur Randverteilung mehr als 5% beträgt. Bei einer Abweichung zwischen <5-10% wurde ein schwacher Zusammenhang vermutet, bei 11-15% ein mittlerer Zusammenhang und bei einer Abweichung von mehr als 15% zur Randverteilung ein starker Zusammenhang. Betrug die Abweichung eines Paarvergleichs weniger als 5% zur Randverteilung bestand kein Zusammenhang. Alle Paare, bei denen ein positiver Zusammenhang angenommen wurde, sind in der Tab. 8-1 mit blauen Kästchen gekennzeichnet. Wurde ein entsprechend negativer Zusammenhang vermutet so sind die Paare mit roten Kästchen markiert. In den Tab. 8-2 und Tab. 8-3 ist die Auswertung dieser Daten zusätzlich in

aggregierten Form zusammengefasst. Die dortigen Ergebnisse konzentrieren sich auf die Darstellung der Zusammenhänge zwischen einer *hohen* Qualität der Prozessvariablen und einer *hohen* Ausprägung der Erfolgsvariablen (Tab. 8-2) bzw. auf der Darstellung der Zusammenhänge zwischen einer *tiefen* Qualität der Prozessvariablen und einer *tiefen* Ausprägung der Erfolgsvariablen (Tab. 8-3). Starke positive oder negative Zusammenhänge sind jeweils mit drei +/- gekennzeichnet, mittlere mit zwei +/- und schwache mit einem +/-.

Tab. 8-2: Trends die einen Zusammenhang zwischen einer hohen Qualität der unabhängigen Prozessvariablen und einer hohen Ausprägung der abhängigen Erfolgsvariablen nahe legen (positive Zusammenhänge sind mit + gekennzeichnet, negative mit -, Ø steht für alle Fälle, in denen kein Zusammenhang nahe liegt; zur Unterteilung zwischen starken, mittleren und schwachen Zusammenhängen, vgl. Text).

Prozessvariablen mit ↓ hoher Qualität	Erfolgsvariablen mit hoher Ausprägung			
	Ökologische Wirkung	Umsetzungseffizienz	Akzeptanz vorher	Akzeptanz nachher (Folgeaktivitäten)
Ziele	+++	Ø	Ø	-
Einbezug der Interessen	+	+	--	Ø
Voruntersuchungen	+	+	++	Ø
Alternativenwahl	Ø	Ø	---	+
Umsetzungsprozess	+	+	+++	Ø
adaptive Projektsteuerung	+	+++	++	Ø

Tab. 8-3: Trends die einen Zusammenhang zwischen einer tiefen Qualität der unabhängigen Prozessvariablen und einer tiefen Ausprägung der abhängigen Erfolgsvariablen nahe legen (positive Zusammenhänge sind mit + gekennzeichnet, negative mit -, Ø steht für alle Fälle, in denen kein Zusammenhang nahe liegt; zur Unterteilung zwischen starken, mittleren und schwachen Zusammenhängen: vgl. Text).

Prozessvariablen mit ↓ tiefer Qualität	Erfolgsvariablen mit tiefer Ausprägung			
	Ökologische Wirkung	Umsetzungseffizienz	Akzeptanz vorher	Akzeptanz nachher (Folgeaktivitäten)
Ziele	++	Ø	-	-
Einbezug der Interessen	Ø	Ø	Ø	Ø
Voruntersuchungen	Ø	Ø	+	Ø
Alternativenwahl	++	Ø	---	+
Umsetzungsprozess	+++	+++	+++	Ø
adaptive Projektsteuerung	Ø	++	+	Ø

8.4 Einflussfaktoren auf die ökologische Wirkung der Projekte

Entsprechend der Ergebnisse aus den Tab. 8-1 bis Tab. 8-3 zeigen die meisten unabhängigen Prozessvariablen einen positiven Zusammenhang zur ökologischen Wirkung der Projekte. Der Vergleich mit den Randverteilungen in Tab. 8-1 lässt folgende Schlüsse zu:

- (a) Zwischen der Qualität der *Zielsetzung* und der ökologischen Wirkung besteht ein starker positiver Zusammenhang.
- (b) Zwischen der Qualität des *Einbezugs der Interessengruppen*, der Qualität der *Voruntersuchungen* und der Qualität der *adaptiven Projektsteuerung* besteht ein schwacher positiver Zusammenhang.
- (c) Zwischen einer schlechten Qualität des *Umsetzungsprozesses* und einer schlechten ökologischen Wirkung der Projekte besteht ein sehr starker Zusammenhang.
- (d) Zwischen einer guten Qualität der *Alternativenwahl* und der ökologischen Wirkung konnte kein Zusammenhang ermittelt werden. Zwischen einer schlechten Qualität der Alternativenwahl und einer schlechten ökologischen Wirkung liegt ein mittlerer Zusammenhang nahe.

Bei der detaillierten Betrachtung dieser Ergebnisse ist v.a. auffallend, dass die Projekte, die eine sehr hohe Qualität der *Zielsetzung* erfüllten, auch auffallend gute ökologische Wirkungswerte erzielten (der Unterschied zu den Randverteilungen beträgt hier 18%). Dagegen zeigte sich fast ebenso deutlich, dass eine schlechte Zielsetzung verhältnismässig häufig zu einer tiefen ökologischen Wirkung führte (12% Abweichung zur Randverteilung). Zudem fällt auf, dass diejenigen Projekte, die eine mittlere ökologische Wirkung erzielten, d.h. also all die Projekte, die nur einzelne und kurzfristige Verbesserungen belegen konnten, auch nicht auffallend stark von der Qualität ihrer Zielsetzungen beeinflusst waren. Hier war in Bezug auf die Qualität der Zielsetzung weder ein positiver noch ein negativer Trend festzustellen.

Was die unabhängigen Prozessvariablen *Einbezug der Interessengruppen*, Qualität der *Voruntersuchungen*, Qualität des *Umsetzungsprozesses* und *adaptive Projektsteuerung* (Begleituntersuchungen/Monitoring) betrifft, so waren die Trends i.d.R. zwar nicht so stark ausgeprägt wie bei der Zielsetzung, aber auch hier gaben die Ergebnisse in Tab. 8-1 interessante Hinweise. Diejenigen Projekte, die im Umgang mit den vier oben genannten Prozessvariablen einen hohen Standard zeigten, konnten auch eine hohe ökologische Wirkung erzielen (7% bzw. 10% Abweichung zur Randverteilung). Umgekehrt zeigte ein tiefer Standard beim *Einbezug der Interessengruppen*, bei der Qualität der *Voruntersuchungen* und bei der *adaptiven Projektsteuerung* keinen auffallenden Zusammenhang zur ökologischen Wirkung der Projekte. In anderen Worten heisst das, dass diese Projekte nicht überdurchschnittlich schlechter abliefen, auch wenn sie bei den erwähnten drei Prozessvariablen niedrige Standards erfüllten.

Ein ganz anderes Bild hingegen lieferten die Ergebnisse einer tiefen Qualität des *Umsetzungsprozesses*. War der Standard bei der praktischen Umsetzung auf der Baustelle oder das Zusammenspiel zwischen Planungs- und Umsetzungsbehörden schlecht, so erzielte auch ein

ausgesprochen hoher Anteil an Projekten eine tiefe ökologische Wirkung. Mit 44% Abweichung zur Randverteilung (Tab. 8-1) fiel kein anders Ergebnis ähnlich deutlich aus, was die Bedeutung dieser Variablen unterstreicht.

Eine hohe Qualität bei der *Ermittlung von Projektalternativen* zeigte keinen Einfluss auf eine hohe ökologische Wirkung (2% Abweichung zur Randverteilung). Mit 12 % Abweichung zur Randverteilung konnte aber umgekehrt ein mittlerer Zusammenhang zwischen einer wenig befriedigenden Alternativenwahl und niedriger ökologischer Qualität ermittelt werden. Man kann deshalb vermuten, dass eine gute Zielsetzung Probleme bei der Alternativenwahl ausgleichen kann.

▪ Diskussion der Ergebnisse

Kritisch betrachtet legen diese Ergebnisse folgende Erkenntnis nahe:

1. Unter Berücksichtigung der Detailauswertung zur *Qualität der Zielsetzung* (Kap. 6.2.4) erscheint das Ergebnis plausibel, dass eine wirklich gute ökologische Qualität der Projekte auch sehr gute Zielsetzungen erfordert und ein schlechter Umgang mit den Zielen eine grosse Gefahr birgt, auch eine schlechte ökologische Wirkung zu erreichen. Die grössten Defizite, die in Kap. 6.2.4 in Bezug zur Qualität der Zielsetzung ermittelt wurden, lagen bei der Operationalisierung der Teilziele. Die wenigen Projekte, die hier eine vorbildliche Praxis zeigten, mussten sich vermutlich bereits im Zielfindungsprozess intensiv mit der ökologischen Situation der Gewässer und den möglichen Verbesserungsschritten auseinandersetzen. Dies förderte anscheinend eine klarere Analyse der Problemlage, so dass diese Projekte daraufhin „im Massnahmenprogramm detailliert und genau beschrieben [haben]“¹⁰, was bis wann gemacht sein soll.“ Ziele hingegen, die nach dem Motto formuliert sind, dass man es „ein bisschen schöner, gefälliger, naturnahe“¹¹ gestalten wollte, erfassten die Ausgangssituation und das Verbesserungspotenzial wahrscheinlich weniger präzise.

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse liegt somit der Schluss nahe, dass viele Revitalisierungsprojekte heute eine deutlich bessere ökologische Wirkung zeigen könnten, wenn die Zielsetzung präziser und sorgfältiger gestaltet wäre. Die Praxis zeigte, dass einige Projekte die ökologische Bedeutung der Zielsetzung offenbar stark unterschätzen. Dies betrifft insbesondere die Übersetzung der Leitbilder/Oberziele in klare und kontrollierbare Teilzeile. Da klare, aber realistische Zielsetzungen auch in der Fachwelt als sehr bedeutend angesehen werden (Ehrenfeld, 2000; Hobbs & Harris, 2001; Lake et al., 2002; Muhar et al., 1995) erscheint die Prognose plausibel, dass eine verbesserte Zielsetzung stark dazu beitragen kann, die ökologische Qualität der Projekte zu verbessern. Da die Problemstellungen bei Revitalisierungen oftmals sehr komplex sind, wäre in vielen Fällen eine strukturierte Betrachtungs- und Vorgehensweise bei der Zieldefinition hilfreich. Insbesondere bei vernetzten Projekten haben sich hier Instrumente wie beispielsweise die „Logical Frameworks“ (LogFRAME) bewährt (Finlayson, 1999; Jacobs, 2002; Saldanha & Whittle, 1998). Zentrale Elemente dieser Projekt-Managementtechniken sind zyklische Planungsprozesse, die eine sy-

¹⁰ Planungsbüro, Österreich.

¹¹ Planungsbehörde, Deutschland.

stematische präzise Problemanalyse einschliessen und auf einer so genannten Projektplanungsmatrix aufbauen. Dabei werden systematisch Ober- und Teilziel einer Massnahme, die zu erwartenden Ergebnisse sowie der zu erwartende Ressourcenverbrauch berücksichtigt. Ebenso systematisch berücksichtigt diese Methode den Umgang mit Indikatoren, der Verifizierung der Massnahmen und die abschätzbaren Risiken. Zur Optimierung zukünftiger Revitalisierungsprojekte wäre der Einsatz solcher Instrumente des Projektmanagements wünschenswert. Allerdings lässt sich die Effektivität eines solchen strukturellen Ansatzes erst dann wissenschaftlich analysieren, wenn genügend Fallbeispiele vorhanden sind.

2. Die ökologische Wirkung der Projekte scheint besser auszufallen, je besser die *Bevölkerung und die Interessen* eingebunden sind, je höher die Qualität der *Voruntersuchungen* war, je besser der eigentliche *Umsetzungsprozess* abgelaufen ist und je besser die *adaptive Projektsteuerung* mit ihren Begleituntersuchungen und Monitoringprogrammen abgelaufen ist. Unter Berücksichtigung der Kap. 6.2.5 und 6.2.6 scheint diese leicht positive Tendenz v.a. damit begründet zu sein, dass diejenigen Projekte, die einen aktiven und eher progressiven Einbezug der Öffentlichkeit und der Interessengruppen praktizieren, auch durch einen intensiveren Diskussionsprozess gekennzeichnet waren. Vermutlich war allein schon diese erhöhte öffentliche Aufmerksamkeit dafür verantwortlich, dass die Ziele bei grösseren und komplexeren Projekten klarer formuliert wurden. Die Ergebnisse in Kap. 6.2.6, die dortigen repräsentativen Zitate und die Zitate unten sprechen ausserdem dafür, dass viele ökologische Voruntersuchung eher nach „altbekannten Routineerhebungen“ durchgeführt werden, als sich an spezifisch angepassten oder konzeptionellen Überlegungen zu orientieren.

*„Die ökologische Datengrundlage zu Beginn der Projekte ist sehr unterschiedlich.“
(Kantonale Behörde, Schweiz)*

„Das ist eben [genau] die Problematik, die wir [jetzt mit den Untersuchungen] haben. Die Leute [...] haben seit rund 50 Jahren ihre Daten erhoben und jetzt kommt einer und will das Ganze auf den Kopf stellen und das ist natürlich unbekannt und birgt Gefahren.“

***Sie wollen am liebsten alles in Ruhe lassen, so wie es immer war.“**
(Kantonaler Beamter, Schweiz)*

*“Yes we often don’t have much information and **we can certainly do much better** in understanding how the river system works, particularly from the key ecological function of a river system.”
(Consultant, USA)*

Durch die Tatsache, dass einige Projekte im Vorfeld häufig „nur“ untersuchten, worauf einzelne Büros spezialisiert waren, könnten dazu beigetragen haben, dass wichtige Rahmenbedingungen, die die spezifische ökologische Situation eines Projekts beeinflussen, schlicht vergessen wurden oder verloren gingen. Dasselbe Argument gilt sicherlich auch für die Tatsache, dass manche Projekte aufgrund finanzieller Ge-

sichtspunkte oder aufgrund von Desinteresse nur sehr unbefriedigende Voruntersuchungen durchführen konnten.

Um die ökologische Qualität zukünftiger Projekte zu verbessern, wäre es daher wünschenswert, wenn es in Zukunft einheitlichere Methoden oder Erhebungskonzepte gäbe, die eine vergleichbare Erfassung der Gewässersituation ebenso ermöglichen wie eine zentrale Auswertung der Daten. Im Rahmen eines grossen Forschungsprojekts arbeitet die EAWAG zur Zeit an der Erstellung eines Handbuchs, das einheitliche ökologische Erfolgskontrollen ermöglichen soll (EAWAG, 2002). Entsprechend der Erfahrungen aus der ersten Interviewserie wäre es hilfreich, wenn ein solches Verfahren v.a. auf die Priorisierung zukünftiger Massnahmen ausgerichtet ist und eine Machbarkeitsstudie einschliesst. Modulare oder mehrstufige Verfahren, wie z.B. Stufen-Modul-Konzept der Schweiz (Bundi et al., 2000; BUWAL, 1998) wurden von den befragten Expertinnen und Experten als sehr hilfreich angesehen, weil sie eine ideale Anpassung an die Projekte ermöglichen. Ausserdem wäre es hilfreich, wenn sich eine solche Erhebungsmethode auf wenige aussagekräftige Parameter konzentrieren würde, wie dies in Kap. 5.4.2 ausführlich diskutiert wurde. Dies wird durch die Ergebnisse in Tab. 8-1 zusätzlich unterstützt. Die dortige Auswertung zeigt, dass nur ein schwacher Zusammenhang zwischen einer hohen Qualität der Voruntersuchungen und einer hohen ökologischen Wirkung nahe liegt. Damit widersprechen die Ergebnisse der Fallstudien denen der ersten Interviewserie. Die „alten Hasen“ schrieben der Qualität der Voruntersuchungen in Kap. 5.4.3 eine „Schlüsselrolle“ in Bezug auf die ökologische Wirkung zu. Ebenso zeigte sich dort eine grosse Übereinstimmung mit den Konzepten und Anforderungen, wie sie in der wissenschaftlichen Fließgewässer Bewertungsliteratur häufig auftauchten (vgl. Kap. 2). Die praktischen Ergebnisse der Fallstudien legen hingegen nahe, dass ein „übertrieben“ detailliertes Design der Vorstudien vermutlich nicht sehr hilfreich wäre und Projekte sogar unverhältnismässig verzögern könnte. Möglicherweise wäre ein Mittelweg, so wie er beispielsweise in den USA im Rahmen der „Rapid Bioassessment Protocols“ (Barbour et al., 1999; Plafkin et al., 1989) praktiziert wird, als optimierte Lösung auch an europäische Verhältnisse anzupassen (vgl. Kap. 2.3.4). Trotz der zum Teil sehr starken wissenschaftlichen Kritik, erscheint ein solcher Ansatz vom Prinzip her praxisgerecht zu sein. Die Selektion geeigneter Indikatoren und die Übertragung auf europäische Verhältnisse dürften jedoch einigen Aufwand kosten.

Ein weiteres Verbesserungspotenzial der Projekte wäre vermutlich auch dann auszuschöpfen, wenn es zur üblichen Praxis gehören würde, dass jedes Revitalisierungsprojekt eine zeitlich und inhaltlich begrenzte Vorstudie durchführen müsste, die sich auf eine konsequente Auswertung vorhandener ökologischer Daten *und* auf die Auswertung aktueller Interviews mit den wichtigsten Verantwortlichen und Interessengruppen stützen würde. Die Idee des Screenings der wichtigsten Umweltdaten ist beispielsweise bei der Durchführung von Umweltverträglichkeitsstudien inzwischen fest etabliert (BUWAL, 1990; Hübler & Zimmermann, 1993; Schmid & Hersperger, 1995). Hingegen zählen systematische Interviews mit Schlüsselpersonen weder in der Literatur zur Fließgewässer Bewertung noch in der Praxis der Fallbeispiele zum Standard. Die wenigen Projekte hingegen, die über praktische Erfah-

rungen in Bezug auf eine solche „Umfeldanalyse“ verfügen, erwähnten diese als ausgesprochen hilfreiches Instrument.

3. Was die Bedeutung der *praktischen Umsetzung* der Projekte betrifft, so zeigte bereits Kap. 5.6.2, dass bei dieser Prozessvariablen eine grosse Diskrepanz zwischen theoretischem Fachwissen und der Realität in der Praxis besteht. Dieser Trend wird durch die Analyse der Zusammenhänge zwischen abhängigen und unabhängigen Variablen deutlich unterstrichen. Mit über 40% Abweichung zur Randverteilung erzielte keine andere Variable einen ähnlich deutlichen Zusammenhang zur ökologischen Wirkung. Interessant ist, dass gerade eine tiefe Qualität der Umsetzungspraxis diesen starken Zusammenhang zur niedrigen ökologischen Wirkung zeigte. Dies betont die Kernaussagen der „Projektmacher“, die sagten: „*Am Schluss ist das Handwerk vor Ort entscheidend, wie gut das Projekt wird.*“¹² Eine solche oder ähnliche Aussagen tauchten in mehreren Gesprächen beider Interviewserien auf. Sie wurde damit unabhängig voneinander sowohl von den „alten Hasen“ des Fliessgewässer Managements (Interviewserie 1, Kap. 5) als auch von den Projektverantwortlichen der Fallstudien (Interviewserie 2, Kap. 6) bestätigt, was ihre Bedeutung unterstreicht. Im theoretischen Umfeld der Fliessgewässer Forschung konnte dagegen trotz intensiver Literaturstudie nur die Arbeit von (Lavendel, 2002) gefunden werden, die diese Thematik analysiert. Betrachtet man die Ergebnisse in Tab. 8-1 so wird deutlich, dass hier v.a. von Seiten der Wissenschaft ein grosses Wahrnehmungsdefizit besteht.

Um die Qualität zukünftiger Projekte zu verbessern (bzw. um schlechte Projekte zu verhindern) sollten Revitalisierungsprojekte im wissenschaftlichen Umfeld verstärkt als Gelegenheit für ernsthafte Forschungsobjekte wahrgenommen werden. Die wissenschaftliche Auseinandersetzung mit angewandten Themen erfordert daher ein Umdenken im eigenen „kulturellen Umfeld“. Viele Projekte wären vermutlich deutlich zu verbessern, wenn eine ständige wissenschaftliche Begleitung der Projekte nicht als minderwertige Dienstleistung, sondern als interessantes Forschungsfeld wahrgenommen würde. Dies könnte z.B. im Sinne von "real world experiments" erfolgen, in denen wissenschaftliche Ideen und Hypothesen getestet und praktische Projekte über einen längeren Zeitraum systematisch begleitet werden könnten (Lake, 2001; Palmer et al., 1997). Dies erfordert in erster Linie ein Umdenken in akademischen Kreisen.

Zudem sollten wissenschaftliche Fachleute gezielt und aktiv die ökologische Ausbildung der Mitarbeitenden von Flussbaufirmen fördern. Ebenso wichtig wäre es, wenn sich eine direkte und fächerübergreifende Zusammenarbeit unterschiedlicher Ämter, Fachstellen und Planungsbüros etablieren könnte. Wie die Ergebnisse in Kap. 6.2.8 unterstreichen, initiierten in diesem Zusammenhang v.a. personelle Veränderungen im Bereich des Wasserbaus einen deutlich positiven Trend im letzten Jahrzehnt. Allerdings scheint die Zusammenarbeit noch nicht zwischen allen Fachrichtungen wirklich gleichberechtigt zu sein. Ausserdem wurde die Zusammenarbeit zwischen Ämtern und Büros in vielen Fällen als verbesserungswürdig bezeichnet, v.a. was den Zeitpunkt der Zusammenarbeit und die Mitgestaltung an den Zielsetzungen betrifft. Unter dem in Kap. 6.2.7 diskutierten Gesichtspunkt des „boo-

¹² Kantonalen Beamter, Schweiz.

menden Revitalisierungsbusiness“ erscheint dies besonders bedeutsam (Lavendel, 2002). Nur so kann zukünftig vermutlich vermieden werden, dass die Qualität der projektbegleitenden Untersuchungen einer zu grossen Erosionsgefahr durch die stark wachsende marktwirtschaftlichen Konkurrenz ausgesetzt wird. Sobald von Seiten der Auftraggeber der Anspruch an glaubwürdige Untersuchungen sinkt und gleichzeitig Büros mit zweifelhaftem ökologischem Know-how auf den Markt drängen, entstehen Schwierigkeiten, fundierte Erkenntnisse über den wahren Zustand der Gewässer zu erheben.

4. Die Tatsache, dass zwischen einer guten Alternativenwahl und einer hohen ökologischen Qualität kein Zusammenhang ermittelt werden konnte, könnte damit zusammenhängen, dass der Einsatz technischer Hilfsmittel, wie z.B. der Einsatz von Einfluss-Wirkungs-Modellen oder der Einsatz von Decision Support Tools in beiden Interviewserien zum Teil sehr kontrovers diskutiert wurde (vgl. Kap. 5.5 und Kap. 6.2.7). Dabei zeigte sich, dass Einfluss-Wirkungs-Modelle und Entscheidungstools (Decision Support Systeme, DSS) nicht homogen und v.a. auch nicht durchweg positiv beurteilt wurden. Die Fallstudienresultate machten deutlich, dass massstabsgetreue hydraulisch-morphologische Versuchsmodelle als ausgesprochen hilfreich oder gar erfolgsentscheidend beurteilt wurden. Diese positive Einschätzung galt bedingt auch für Computer gestützte Simulationsmodelle, sofern diese im Entscheidungsprozess verständlich kommuniziert wurden. Dagegen äusserten sich diejenigen Projekte, die Erfahrungen mit DSS gesammelt hatten, eher skeptisch über den Nutzen solcher Instrumente (vgl. Kap. 5.5.2). Ein fehlender positiver Zusammenhang könnte daher u.U. mit den prinzipiellen oder praktischen Schwierigkeiten beim Einsatz dieser Instrumente begründet werden. Die Kontroversen in diesem Bereich deuten darauf hin, dass eine optimale Praxis der Entscheidungsprozesse erst noch evaluiert werden muss.

Der mittlere Zusammenhang zwischen einer niedrigen Qualität der Alternativenwahl und geringer ökologischer Qualität lässt sich hingegen nicht mit spezifischen Kriterien erklären, sondern vielmehr mit der Tatsache, dass zwei der drei Projekte in Tab. 8-1 überhaupt keine unterschiedlichen Projektvarianten entwickelt hatten und somit bei der Bewertung pauschal mit dem niedrigsten Wert (minus 8 Punkte in Tab. 6-4) klassifiziert wurden. Die mangelnde Auseinandersetzung mit differenzierten Verbesserungsmassnahmen könnte indirekt auf darauf schliessen lassen, dass diese Fällen mit solch restriktiven Randbedingungen zu kämpfen hatten, dass ein grosses ökologisches Verbesserungspotenzial von vorneherein ausgeschlossen war. Bei allen drei Fällen dieser Kategorie handelt es sich um Projekte, die unter relativ grossem urbanen Einfluss stehen.

8.5 Einflussfaktoren auf die Umsetzungseffizienz der Projekte

Entsprechend der Ergebnisse aus den Tab. 8-1 bis Tab. 8-3 zeigen vier der sechs unabhängigen Prozessvariablen einen positiven Zusammenhang zur Umsetzungseffizienz der Projekte. Der Vergleich mit den Randverteilungen in Tab. 8-1 legt Folgendes nahe:

- (a) Eine hohe Qualität der *adaptiven Projektsteuerung* zeigt einen sehr starken positiven Zusammenhang zu einer hohen

Umsetzungseffizienz. Eine eher negative adaptive Projektsteuerung zeigt dagegen nur einen mittleren positiven Zusammenhang zu einer tiefen Umsetzungseffizienz.

- (b) Zwischen einer hohen *Qualität der Umsetzung* und einer hohen Umsetzungseffizienz besteht ein schwach positiver Zusammenhang. Zwischen einer niedrigen Qualität der Umsetzung und einer tiefen Umsetzungseffizienz liegt ein stark positiver Zusammenhang nahe.
- (c) Eine hohe Qualität der beiden Prozessvariablen *Einbezug der Interessen* und Qualität der *Voruntersuchungen* zeigt einen schwach positiven Zusammenhang zur Umsetzungseffizienz.
- (d) Zwischen den beiden Prozessvariablen Qualität der *Zielsetzung* und Qualität der *Alternativenwahl* konnte kein Zusammenhang zur Umsetzungseffizienz ermittelt werden.

Bei der detaillierten Betrachtung dieser Ergebnisse sticht v.a. der starke Zusammenhang zwischen der Qualität der *adaptiven Projektsteuerung* und der Umsetzungseffizienz ins Auge. Projekte mit einem hohen Standard der ökologischen Begleituntersuchungen erzielten auch eine auffallend hohe Umsetzungseffizienz. Keines der Projekte wies eine tiefe Umsetzungseffizienz auf (je 31% Abweichung zur Randverteilung). In anderen Worten heisst das, dass diese Projekte immer im geplanten zeitlichen *und* finanziellen Rahmen realisiert werden konnten bzw. dass sie diesen Rahmen sogar teilweise unterschritten. Umgekehrt zeigte sich mit 13% Abweichung zur Randverteilung auch, dass einige Projekte, die eine niedrige Qualität der adaptiven Projektsteuerung zeigten, ihre Umsetzung nur dank einer Überschreitung der zeitlichen und/oder finanziellen Mittel realisieren konnten. Der Lerneffekt aufgrund der Ergebnisse der Erfolgskontrollen ist also nicht zu unterschätzen.

Ebenso interessant ist das Ergebnis bei der unabhängigen Variablen *Qualität des Umsetzungsprozesses*. Gerade hier, bei der Betreuung der Baustellen sowie beim Zusammenspiel der Ämter, Fachstellen und Planungsbüros, zeigte sich deutlich, dass eine niedrige Qualität des Umsetzungsprozesses nicht nur (wie im vorigen Kapitel erwähnt) einen starken Zusammenhang zu einer niedrigen ökologischen Qualität andeutet. Mit 19% Abweichung zur Randverteilung sprechen eine schlechte Praxis auf der Baustelle oder schlechte Beziehungen unter den Ämtern auch für eine niedrige Umsetzungseffizienz.

Ein anderes Bild trifft für die beiden Variablen *Einbezug der Interessen* und *Qualität der Voruntersuchungen* zu. Wie schon bei der ökologischen Wirkung zeigen beide dieser Variablen zwar einen positiven Zusammenhang zur Umsetzungseffizienz (hohe Qualität der Voruntersuchungen/Interesseneinbezug spricht für erhöhte Umsetzungseffizienz). Allerdings ist dieser Zusammenhang mit jeweils 6% Abweichung zur Randverteilung sehr gering und liegt nur knapp über der Grenze, ab der ein Zusammenhang angenommen wurde (5% Abweichung).

Deutlich unter dieser Grenze lagen die beiden Vergleichspaare, die einen Zusammenhang zwischen der Umsetzungseffizienz und Qualität der *Zielsetzung* bzw. der Qualität der *Alternativenwahl* untersuchten. Sowohl bei hoher als auch bei niedriger Qualität beider Variablen lag der Zusammenhang zur Umsetzungseffizienz bei jeweils 2% (Tab. 8-1).

▪ Diskussion der Ergebnisse

Kritisch betrachtet legen diese Ergebnisse folgende Erkenntnis nahe:

1. Auch in Hinblick auf die Umsetzungseffizienz spielte die unabhängige Prozessvariable *Qualität der Umsetzung* eine sehr bedeutende Rolle. Wie bereits im Fall der ökologischen Qualität zeigten v.a. diejenigen Projekte einen starken Zusammenhang zur Umsetzungseffizienz, die eine schlechte Qualität der Umsetzung praktizierten. Da dieser Aspekt bereits im vorherigen Kapitel ausführlich diskutiert wurde und die dortigen Argumente auch hinsichtlich der Umsetzungseffizienz gültig sind, wird an dieser Stelle auf eine Diskussion verzichtet.
2. Der leichte Zusammenhang zwischen einer guten Umsetzungseffizienz und einer hohen Qualität der beiden Prozessvariablen *Qualität der Voruntersuchungen* bzw. *Einbezug der Interessen* legt folgende Interpretation nahe: Erstens scheinen Projekte, die eine hohe Qualität der Voruntersuchungen zeigen, auch bei der Verwendung ihrer zeitlichen und finanziellen Ressourcen effizient abzuschneiden. Da verlässliche Voruntersuchungen die Basis für ein aussagekräftiges adaptives Management sind, wird dieser scheinbare Widerspruch (viel Untersuchungsaufwand und dennoch effizient) direkt in Zusammenhang zur adaptiven Projektsteuerung diskutiert (vgl. unten Punkt 3). Zweitens scheinen Projekte, welche die Öffentlichkeit aktiv in den Prozessablauf einbinden zumindest auf lange Sicht betrachtet mit weniger Widerstand rechnen zu müssen. Umgekehrt scheinen Projekte, die in diesem Bereich nachlässig sind, auf Dauer mit mehr zeitlichen und finanziellen Verzögerungen rechnen zu müssen. Unter Betrachtung der Ergebnisse in Kap. 6.2.5 deutet dies darauf hin, dass sich ein aktiver Einbezug der Bevölkerung und von Interessengruppen z.B. in Form von Arbeitsgruppen, Workshops oder Fokusgruppen auf lange Sicht lohnen könnte. Alle Projekte, die eine hohe Umsetzungseffizienz erreichten, hatten mit diesen Instrumenten positive Erfahrungen gemacht. Wie die Zitate unten zeigen, wurde dieser Aspekt durch mehrere Projektverantwortliche bestätigt. Dabei waren sich die Befragten grundsätzlich einig, dass ein aufwändiger Einbezug der Interessengruppen zwar mühsam sein kann. Dennoch schätzen sie einen solch hohen Aufwand auf lange Sicht als lohnenswert ein, da er viele Folgekosten „wettmacht“, wie die repräsentativen Zitate unten zeigen.

“Sometimes we had to sit there for an hour and negotiate a single word to make sure everybody is happy. But what it got us was the licenses agency could never say we disagreed, there was always a very focused direction. It was a tough job to do but I think it is the only way it could have been effective.”
(Project manager, USA)

*„Für das Projekt hat das sehr gut geklappt. Natürlich braucht so etwas auch Zeit und eine gewisse Annäherung und eine gewisse Akzeptanz in der Arbeitsgruppe. **Dann hat die Zusammenarbeit aber wirklich sehr gut geklappt und die Bereitschaft war gross, so dass wir einen guten Konsens gefunden haben.**“*
(Kantonaler Beamter, Projektverantwortlicher, Schweiz)

3. Das Hauptargument, das in Kap. 5.7.2 gegen ein begleitendes Monitoring und Erfolgskontrollen angeführt wurde, betraf die Kosten der angeblich zu aufwändig Untersuchungen. Fragte man die Expertinnen und Experten in diesem Zusammenhang, wie hoch sie diese Kosten aufgrund ihrer langjährigen Erfahrung denn effektiv einschätzen würden, so tauchten bereits im Rahmen der ersten Interviewserie (Kap.5) Zahlen auf, die meist zwischen 5% und 10% der Projektsumme lagen. Einige Fachleute schätzten sogar, dass ein gutes Begleitprogramm bereits mit weniger als 5% der Projektsumme zu realisieren wäre. Objektiv betrachtet sind dies Beträge, die durchaus im „Rahmen des Erträglichen“ liegen. Dies gilt insbesondere dann, wenn man berücksichtigt, wie viele öffentliche Mittel in Revitalisierungsmassnahmen fließen, ohne dass eine verlässliche Kenntnis darüber besteht, wie effektiv und effizient diese Mittel verwendet werden (vgl. Kap. 1.4). Interessanterweise sprechen nun auch die in Tab. 8-1 dargestellten Ergebnisse dafür, dass sich Investitionen in eine hohe Qualität der Begleituntersuchungen (Monitoring und Erfolgskontrollen) auch aus Sicht der Umsetzungseffizienz lohnen könnten. Mit 31% Abweichung zur Randverteilung ist dieser Trend sehr auffällig. Damit scheint die Idee der kontinuierlichen ökologischen Kontrolle und einer ggf. späteren „Nachjustierung“ der Projekte, wie sie im Sinne eines adaptiven Managements gefordert wird, auch aus Sicht des Ressourcenverbrauchs attraktiv zu sein. Wie die repräsentativen Zitate unten zeigen, scheint diese Erfahrung zumindest zum Teil auch in der Praxis ein bekanntes Phänomen zu sein. Zumindest betonten v.a. diejenigen Interviewpartnerinnen und -partner die Bedeutung der adaptiven Projektsteuerung, die über eine langjährige Praxiserfahrung verfügen.

*“I think adaptive management is essential because everybody is going to the streams and putting in wood and putting in boulders or doing this or that and then they don't monitor it and they don't know if it works or not. So, the next person comes along and they do the same thing, and we don't have a good sense if these experiments are really working - **so people can waste a lot of money.**”*
(Consultant, USA)¹³

“We have been doing river management projects since the early 80s and I can tell you nobody is interested in founding monitoring programs. This is ridiculous, we are doing all this restoration projects but there is no learning curve. So we had to go to private foundations to get money to monitor. Because none of governmental agencies, who are all saying we must do monitoring, would actually come and pay for monitoring.”
(Consultant, USA)

Es wäre somit durchaus denkbar, dass zukünftige Revitalisierungsprojekte auch unter dem Aspekt ihrer finanziellen und zeitlichen Rahmenbedingungen verbessert werden könnten, sofern sie die Idee des adaptiven Managements konsequenter verfolgen würden. V.a. bei grösseren Projekten könnten auf diese Weise teure und zeitverzögernde Fehlplanungen oder Fehlentwicklungen rechtzeitig erkannt und kostengünsti-

¹³ Bei den beiden Zitaten handelt es sich um Repräsentant/innen aus unterschiedlichen Büros.

ger gesteuert oder ggf. im Nachhinein verbessert werden. Leider wird diese Idee zur Zeit zwar in der aktuellen Fliessgewässer Literatur intensiv diskutiert (Bash & Ryan, 2002; Downs & Kondolf, 2002; Hunt, 2000; Jungwirth et al., 2003; Rogers, 1998; Roux et al., 1999; Walters, 1997), entsprechend der Ergebnisse aus den Fallstudien scheint sie sich aber in der Praxis nicht wirklich zu etablieren. Wie in Kap. 6.2.9 ausführlich dargestellt ist, wurden in sieben der Fälle während der Implementierung der Massnahmen ein begleitendes Monitoringprogramm durchgeführt. Allerdings hatten nur zwei Projekte bereits vor der Implementierung damit begonnen, Dauermessungen zu erheben, um im Sinne einer adaptiven und vergleichenden Projektsteuerung die fortlaufende Planung unterstützen zu können. Acht Fallbeispiele führten entweder gar keine Untersuchungen durch oder starteten die Untersuchungen erst nach Umsetzung der Verbesserungsmaßnahmen. Zudem waren die Finanzen zur Durchführung des Monitorings und der Erfolgskontrollen nur noch in sechs der untersuchten Fälle *auch nach* der Umsetzung der Massnahmen tatsächlich sichergestellt. Für einige Projekte könnte diese unsichere Finanzlage bedeuten, dass sie keine Erfolgsdaten über eine längere Untersuchungsperiode erheben können. Damit wäre auch der Lerneffekt für andere Projekte verloren.

Aufgrund aller Ergebnissen der vorliegenden Arbeit¹⁴ liegt somit folgender Schluss nahe: die noch immer vorherrschende Meinung, dass Begleituntersuchungen, Monitoringprogramme oder Erfolgskontrollen sinnlos und/oder zu teuer wären, ist aus drei Gründen nicht haltbar:

1. weil Steuerzahlerinnen und Steuerzahler ein Anrecht auf eine objektive Darstellung der Verwendeten Mittel haben sollten.
2. weil sich die Effizienz vieler Projekte durch sinnvolles adaptives Management vermutlich deutlich steigern liesse und
3. weil nur so ein Lerneffekt für zukünftige Projekte erzielt werden kann, wovon diese sowohl unter ökologischen, als auch unter finanziellen Gesichtspunkten profitieren würden.

Damit sich eine solche neue Philosophie in der Praxis etablieren kann, wären aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse jedoch folgende Veränderungen im Fliessgewässer Management notwendig:

- (a) Ebenso wie beim Thema *Voruntersuchungen* müssten einheitliche Untersuchungskonzepte erstellt werden, die einen verlässlichen Vergleich unterschiedlicher Projekte ermöglichen. Wie Kap. 6.2.9 erläutert, existierten mit Ausnahme eines einzigen Projektes keine standardisierten Erhebungsmethoden, nach denen das ökologische Monitoring der Projekte durchgeführt wurde.
- (b) Die Subventionsstrategien der Behörden müssten sich an eine solch neue Philosophie anpassen und diejenigen Projekte gezielt fördern, die auf bereits vorhandenem Wissen aufbauen und/oder bereit sind, ihre Erkenntnisse für eine grössere „Lerngemeinde“ in einem allgemein zugänglichen „Lernpool“ zur Verfügung zu stellen. Unter der Berücksichtigung zukünftiger Massnahmen wären dann auch solche Projekte sinnvoll oder „erfolgreich“, die evtl. keine grosse ökologische Wirkung erzielten, dafür aber typische Missstände

¹⁴ Hier sind die Ergebnisse der Interviewserie 1, der Interviewserie 2 und der Synthesearbeit eingeschlossen.

bei der Planung oder Umsetzung aufzeigen konnten. Subventionsgelder sollten deshalb weder ausschliesslich darauf ausgerichtet sein, dass einfach „nur etwas gemacht“ wird (und der Bagger im Bach steht), noch sollten sie ausschliesslich vom ökologischen Output abhängen.

- (c) Strukturelle Veränderungen bei den verantwortlichen Behörden wären notwendig. Wie bereits in Kap. 5.7.2 dargestellt ist, bräuchte es eine neue, möglichst nationale Koordinationsplattform für Fließgewässer Revitalisierungen, um einen möglichst grossen Lerneffekt zu garantieren. Solange niemand mit den gewonnenen Ergebnissen eines adaptiven Projektmanagements arbeitet, solange niemand diese Ergebnisse aktiv einfordert und systematisch auswertet, solange wird der gewünschte Lern- und Spareffekt vermutlich nahezu gleich Null sein. Diese Art Frustration beklagten sowohl die Büros (*“we do monitoring, but nobody is interested”*¹⁵), als auch behördliche Stellen, die nicht recht wissen, wohin sie mit den Stapeln unverständlicher Materialien sollen (*„Ich hatte danach einen riesigen Stapel von Dokumenten [...] da habe ich gemerkt, ich kann das gar nicht verstehen...“*¹⁶).

Die Qualität zukünftiger Projekte könnte daher durch innovative strukturelle Veränderungen verbessert werden. Denkbar wäre beispielsweise eine zentrale Internetplattform, auf der alle Projekte, die staatliche Subventionen in Anspruch nehmen wollen, systematisch erfasst und fachlich betreut werden. Der finanzielle Rahmen für eine solche Stelle stünde sicherlich in einem sehr guten Verhältnis zur Summe der öffentlichen Mittel, die bis lang ohne tatsächlichen Erfolgsnachweis vergeben werden.

4. Ein letzter Diskussionspunkt betrifft den Zusammenhang zwischen der Umsetzungseffizienz und den beiden Prozessvariablen Qualität der *Zielsetzung* und Qualität der *Alternativenwahl*. In beiden Fällen konnte kein Zusammenhang ermittelt werden. Das heisst in anderen Worten, weder eine besonders gute noch eine besonders schlechte Zielsetzung oder Alternativenwahl bewirkte, dass die Projekte unter zeitlichen und finanziellen Gesichtspunkten bessere oder schlechtere Resultate erzielten. Dieses Ergebnis ist insbesondere unter dem Aspekt der Alternativenwahl interessant. Obwohl viele Methoden zur Auswahl geeigneter Projektalternativen darauf abzielen, sowohl ökologische als auch wirtschaftliche Aspekte der Projekte zu optimieren, zeigte sich bei den untersuchten Fallbeispielen weder ein positiver Zusammenhang zur ökologischen Wirkung noch zur Umsetzungseffizienz. Dies verwunderte auf den ersten Blick. Bei einer genaueren Betrachtung liegt aber folgende Interpretation nahe: Der eigentliche Entscheidungsfindungsprozess der Projekte wurde von vielen Interviewpartnerinnen und -partnern in erster Linie als ein „psychologischer Prozess“ und weniger als ein rationaler Vorgang beschrieben. Unabhängig von Projektgrösse, regulatorischem oder nationalem Umfeld gingen die Befragten häufig von sich aus auf die Themen „Vertrauen“, „Ehrlichkeit“ oder „Ängste“ ein. So trivial es scheint, das Thema der Vertrauensbildung, emotionale Stimmungen, Charisma einzelner Personen, „intuitive Entscheidung“ usw. spielte in vielen Interviews eine zentrale Rolle.

¹⁵ Consultant, USA.

¹⁶ Kantonaler Beamter (Wasserbau), Schweiz.

*“It seems like it often comes down to policies and politics **and peoples’ intuitions** and that type of thing. People are saying [...]: ‘we are **not going to agree and we might not like each other but if we can understand the point of view then we can have a conversation and try to make decisions’.**”*
(Consultant, USA)

„Das braucht eine offene und faire Form von Diskussions- und Begegnungskultur, die man in den Workshops umsetzen muss. Ich bin manchmal bei Workshops dabei, da merkt man genau dort passiert das nicht. Dort zementiert nur jeder seine Position ein.[...] Der Erfolg ist in erster Linie Ehrlichkeit.“

(Landschaftsplaner, Österreich)

“Building trust is the most important thing.”
(Mediator, USA)

“I think you lose a lot if you use a DSS.
[...] When we are doing the EIS you have [...] to go through all the alternatives. You have to talk about pros and cons and that’s what that process for us did.”
(Project manager, USA)

*„Ich kenne die beteiligten Leute und Interessengruppen persönlich. Es ist eine sehr persönliche Beziehung. Natürlich ist es immer teilweise auch ein Katz-Maus-Spiel. Da versuchen sie einmal Druck auszuüben über diese Stellen oder jene Stellen. Aber sie dürfen nicht zu viel Druck ausüben, **weil der andere hat ja Ängste und diese Ängste dürfen sie nicht lächerlich machen und die müssen sie akzeptieren, auch wenn sie sie nicht teilen!**“*
(Kantonaler Beamter, Schweiz)

„Gespräche, Gespräche, Gespräche, Überzeugungsarbeit noch und noch.
Wir waren x mal bei den Leuten gestanden. [...] am Schluss waren die Leute überzeugt und mit einer positiven Einstellung dabei.“

(Kantonaler Beamter, Schweiz)

Demgegenüber bauen objektive Methoden zur Unterstützung der Entscheidungsfindung auf einer exakt gegensätzlichen Strategie auf. Wie in Kap. 5.5.2 genauer beschrieben, transferieren diese Methoden subjektive Werte oder Präferenzen in neutrale und vergleichbare Größen (Präferenzkurven, monetäre Werte, Zahlenrankings etc.). Dies erlaubt eine objektive Gegenüberstellung der unterschiedlichen Alternativen und soll so eine rationale, nicht eine emotionale Entscheidung ermöglichen (Keeney & Howard, 1976; Winterfeldt & Ward, 1986; Brans & Mareschal, 1986; Keeney, 1992; Vatn & Bromley, 1995; Huppert & Kantor, 1998; Infraconsult AG, 1999; Ten Brink et al., 2002; US Army Corps of Engineers, 2000). Wie die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit aber mehrheitlich zeigen, wurde ein rationaler Entscheidungsprozess häufig gar nicht als hilfreich empfunden oder nur dann, wenn die technischen Instrumente fachlich und kommunikativ gut begleitet wurden (vgl. auch

die repräsentativen Zitate in Kap. 5.2.1). Offenbar ist es ein Bedürfnis der betroffenen Personen und Interessengruppen, dass sie Entscheidungen „aus dem Bauch“ heraus, also intuitiv und möglichst wenig abstrakt treffen können. Ehrlichkeit, Offenheit und gegenseitiges Vertrauen sind nach den Erkenntnissen dieser Arbeit bedeutender als Rationalität. Sind Entscheidungsmodelle oder Prognosetools zu komplex, so wurde dies im Sinne der Vertrauensbildung teils sogar kontraproduktiv empfunden.

Damit spielt die Schaffung einer vertrauensvollen Gesprächskultur eine zentrale Rolle beim Finden und Aushandeln von Projektalternativen. Möglicherweise zeigen die Ergebnisse in Tab. 8-1 damit auch, dass die ursprünglich ermittelten Kriterien einer „optimalen Alternativenwahl“, so wie sie in Kap. 5.5.2 und Tab. 5-4 dargestellt wurden, nicht vollständig sind. Konkret könnte es bedeuten, dass die Aspekte der „Vertrauensbildung“ sowie die psychologischen Aspekte der Entscheidungsfindung dort zu wenig Gewicht fanden. Dies könnte auch erklären, warum kein Zusammenhang zwischen der Umsetzungseffizienz und den beiden Prozessvariablen Qualität der *Zielsetzung* und Qualität der *Alternativenwahl* ermittelt werden konnte.

Um die Qualität zukünftiger Projekte zu verbessern, sollte der Aspekt der „Vertrauensbildung“ auf jeden Fall stärker und professioneller berücksichtigt werden. Das schlechteste Ergebnis der Detailauswertung in Kap. 6.2.7 erzielte die Frage nach der Leitung der Aushandlungsprozesse durch eine neutrale Person (AW3 in Tab. 5-10). Nur zwei der 15 untersuchten Fallbeispiele wurden während der Alternativenwahl von einer professionellen Person betreut. Unter Berücksichtigung der oben diskutierten Bedeutung der „irrationalen“ Aspekte der Entscheidungsprozesse wäre es wünschenswert, dass zukünftige Projekte zumindest ebenso viel Gewicht auf diese Aspekte wie auf technische Hilfsmittel oder rationale Entscheidungshilfen legen würden. Die Erfahrung der befragten Expertinnen und Experten zeigte, dass technische Hilfsmittel gut funktionieren können, solange die betreuenden Personen gute Kommunikationsqualitäten und ein Feingefühl für die „Psychologie der Prozesse“ zeigten. Insbesondere zur Optimierung grösserer Projekte sollte dieser Aspekt stärkere Beachtung finden.

8.6 Einflussfaktoren auf die Akzeptanz der Projekte

Entsprechend der Ergebnisse aus den Tab. 8-1 bis Tab. 8-3 zeigen alle sechs unabhängigen Prozessvariablen vor der Umsetzung der Massnahmen entweder einen positiven oder einen negativen Zusammenhang zur Akzeptanz der Projekte. Der Vergleich mit den Randverteilungen in Tab. 8-1 legt Folgendes nahe:

- (a) Zwischen einer hohen Qualität der *Umsetzung* und einer hohen Akzeptanz der Projekte besteht vor Realisierung der Massnahmen ein starker positiver Zusammenhang. Zwischen einer niedrigen Qualität der Umsetzung und einer tiefen Akzeptanz besteht ein sehr starker positiver Zusammenhang.
- (b) Sowohl zwischen einer hohen Qualität der *Voruntersuchungen* und der Akzeptanz als auch zwischen einer hohen Qualität des *adaptiven Projektmanagements* und der Akzeptanz besteht vor der Umsetzung der Massnahmen jeweils mittlerer positiver Zusammenhang.

Eine schlechte qualitative Ausprägung der beiden Prozessvariablen zeigte jeweils einen schwachen positiven Zusammenhang zu einer tiefen Akzeptanz.

- (c) Zwischen einer hohen Qualität der *Alternativenwahl* und einer hohen Akzeptanz vor Umsetzung der Massnahmen besteht ein sehr starker negativer Zusammenhang. Zwischen einer niedrigen Qualität der Alternativenwahl und einer niedrigen Akzeptanz besteht ebenfalls ein sehr starker negativer Zusammenhang.
- (d) Vor Umsetzung der Massnahmen besteht ausserdem ein schwacher negativer Zusammenhang zwischen einer niedrigen Qualität der *Zielsetzung* und einer tiefen Akzeptanz.
- (e) Ein mittlerer negativer Zusammenhang zeigt sich ausserdem zwischen einer hohen Qualität beim *Einbezug der Interessengruppen* und einer hohen Akzeptanz.

Nach der Umsetzung der Massnahmen erfuhren alle untersuchten Projekte eine durchweg positive öffentliche Resonanz, so dass die Akzeptanz nach der Umsetzung der Massnahmen bei allen Projekten bis in die zwei höchsten Bewertungsklassen stieg (vgl. Fig. 7-1c). Selbst bei den ursprünglich sehr umstrittenen Projekten war die Öffentlichkeit mit dem erreichten Zustand zufrieden. *Nach* der Umsetzung der Massnahmen wurde daher, wie in Kap. 8.3 dargestellt, nur noch der Zusammenhang zwischen den unabhängigen Prozessvariablen und ihrer Wirkung auf Folgeaktivitäten (Unterstützung weiterer Projekte, Bepflanzungen, Einrichtung von Nistkästen etc.) untersucht. Hierbei legt der Vergleich mit den Randverteilungen in Tab. 8-1 Folgendes nahe:

- (a) Zwischen einer hohen Qualität der *Alternativenwahl* und einer hohen Folgeaktivität der Öffentlichkeit und der Interessengruppen besteht ein schwach positiver Zusammenhang. Ebenso besteht ein schwacher positiver Zusammenhang zwischen einer niedrigen Qualität der *Alternativenwahl* und einer niedrigen Folgeaktivität.
- (b) Zwischen einer hohen Qualität der *Zielsetzung* und einer hohen Folgeaktivität besteht ein schwach negative Zusammenhang. Ebenso besteht zwischen einer niedrigen Qualität der *Zielsetzung* und einer niedrigen Folgeaktivität ein schwach negativer Zusammenhang.

Bei der detaillierten Betrachtung dieser Ergebnisse sticht v.a. der Zusammenhang zwischen der Qualität der praktischen *Umsetzung* und der Akzeptanz *vor* Realisierung der Massnahmen ins Auge. Auch im Fall der Akzeptanz zeigte sich mit 37% Abweichung zur Randverteilung ein ausgesprochen deutlicher Trend bei denjenigen Projekten, die einen niedrigen Qualitätsstandard an den Umsetzungsprozess stellten. Auffallend häufig erhielten diese Projekte auch in Bezug auf die Akzeptanz eine negative Resonanz. Umgekehrt deuten die Ergebnisse darauf hin, dass diejenigen Projekte, die eine sehr hohe Qualität der Umsetzung erfüllten, auch auffallend gute Akzeptanzwerte erzielten (der Unterschied zu den Randverteilungen beträgt hier 16%).

Der positive Zusammenhang, der zwischen der Akzeptanz *vor* Umsetzung der Massnahmen und der Qualität der *Voruntersuchungen* bzw. der Qualität der *adaptiven Projektsteuerung* ermittelt wurde, lag für beide Prozessvariablen im mittleren bis schwachen Bereich. Es liegt nahe,

dass eine hohe Qualität beider Prozessvariablen auch zu einer besseren Akzeptanz führen (jeweils 13% Abweichung zur Randverteilung). Eine schlechte Qualität zeigte mit 6% Abweichung zur Randverteilung in beiden Fällen nur einen sehr schwachen Zusammenhang zu einer niedrigen Akzeptanz.

Ein weiteres ausgesprochen interessantes Ergebnis lieferte die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen der Akzeptanz der Projekte vor Umsetzung der Massnahmen und der Qualität der *Alternativenwahl*, der *Zielsetzung* und des *Einbezugs der Interessengruppen*. In allen drei Fällen tauchten erstmals negative Zusammenhänge zwischen den jeweiligen unabhängigen Prozessvariablen und der Erfolgsvariablen „Akzeptanz“ auf. In anderen Worten bedeutet dies, dass z.B. eine hohe Qualität der Alternativenwahl auffallend oft zu keinen oder gar negativen Reaktionen in der Bevölkerung und bei den Interessengruppen führte. Umgekehrt sprechen die Ergebnisse auch dafür, dass eine niedrige Qualität der Alternativenwahl auffallend oft zu positiven Reaktionen führte. In beiden Fällen war der negative Zusammenhang mit 29% bzw. 24% Abweichung zur Randverteilung sogar sehr stark ausgeprägt.

Ein weiterer, wenn auch sehr schwach negativer Zusammenhang konnte zwischen der Qualität der *Zielsetzung* und der Akzeptanz nach Umsetzung der Massnahmen ermittelt werden. Die aktive Unterstützung von Folgeaktivitäten war bei denjenigen Projekte, die eine hohe Qualität der Zielsetzung erreichten, geringer und bei denjenigen die eine ursprünglich schlechte Zielsetzung verfolgten in der Tendenz höher. Mit 6% Abweichung zur Randverteilung lag dieser Trend jedoch nur knapp über der 5% Grenze, die für einen Zusammenhang als relevant definiert wurde.

Besonders interessant ist die Tatsache, dass sich der Zusammenhang zwischen der Qualität der *Alternativenwahl* und der Akzeptanz nach Umsetzung der Massnahmen deutlich von dem Ergebnis unterscheidet, das vor Umsetzung der Massnahmen erzielt wurde. Zeigte sich vor der Umsetzung der Massnahmen ein sehr stark negativer Zusammenhang (vgl. oben), so konnte nach der Realisierung der Projekte ein positiver Zusammenhang zwischen der Qualität der Alternativenwahl und weiteren Folgeaktivitäten ermittelt werden (10% Abweichung zur Randverteilung). Umgekehrt zeigten auch diejenigen Projekte, die eher eine niedrige Qualität bei der Alternativenwahl praktizierten, mit 9% Abweichung zur Randverteilung einen tendenziell negativen Trend, was die Unterstützung von Folgeaktivitäten betrifft.

▪ Diskussion der Ergebnisse

Kritisch betrachtet legen diese Ergebnisse folgende Schlussfolgerung nahe:

1. Das Ergebnis zur Akzeptanz der Projekte unterstreicht die offenbar zentrale Bedeutung der Prozessvariablen Qualität der *Umsetzung*. Wie alle vorherigen Erfolgsvariablen, so zeigte auch die Akzeptanz einen ausgesprochen starken positiven Zusammenhang mit dieser Einflussgrösse des Projektmanagements. Damit rücken die in Tab. 5-5 dargestellten Kriterien, d.h. die Betreuung der Baustelle vor Ort, die Organisationsstruktur der Projekte sowie der Informationsfluss zwischen den einzelnen Fachstellen, Behörden und Büros, als eine zentrale Schlüsselgrösse für erfolgreiche Revitalisierungsprojekte ins Zentrum der Be-

trachtung. Dies ist insofern interessant, da es nicht unmittelbar auf der Hand liegt, dass sich die *Qualität der Umsetzung* auf die öffentliche Akzeptanz der Projekte auswirken könnte. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Fallbeispiele in Kap. 6 macht dieser Zusammenhang jedoch durchaus Sinn. In mehreren Interviews erwähnten die dortigen Gesprächspartnerinnen und -partner, dass sich die Bevölkerung und auch die Interessengruppen v.a. auch dann kritisch zu den Projekten äusserten, wenn die Umsetzungsarbeiten nicht wie ursprünglich geplant und abgesprochen zu realisieren waren. Dabei spielte es offenbar keine Rolle, ob die Abweichung aufgrund äusserer Einflüsse (z.B. wegen Hochwasser) oder aber aufgrund falscher Planungsannahmen erfolgen musste. Offenbar genügte in einigen Fällen alleine die Tatsache, dass die Projektleitung kurzfristig Massnahmen treffen musste, die in dieser Form nicht abgesprochen waren. Misstrauen, das aufgrund solcher ungeplanter, missverständlicher oder willkürlicher Veränderungen entstand, konnte zur Ablehnung und zu massivem Widerstand führen, wie die Zitate unten stellvertretend darstellen.

*„Damals hatte man einfach noch keine Erfahrung [...] Man ist in der Bausaison raus gegangen und sagte: ‚so jetzt haben wir das Projekt genehmigt, jetzt realisieren wir es auch‘. Dann [...] kommt ein kleines Hochwasser, nichts extremes, aber einfach erhöhte Wasserführung und macht alles wieder kaputt. D.h. ich muss wieder mit den Baumaschinen raus, muss neu ansäen und dann kommt nochmals solch ein Hochwasser und nochmals und nochmals an der gleichen Stelle. **Die Beobachter von aussen, die die Zusammenhänge nicht gesehen haben, sagten damals: ‚ihr bastelt dort draussen, ihr wisst ja gar nicht, was ihr macht. Und jetzt seid ihr schon wieder mit dem gleichen Bagger mit dem gleichen Unternehmer am gleichen Ort und ihr sät das zum fünften Mal an oder zum fünften Mal flickt ihr hier was, warum auch immer.‘ Das ganze wurde dann auch noch zum Teil falsch kommuniziert und hat zu einer Aufschauklung der externen Beobachter geführt. Es gab damals im Kanton [...] genauso viele Wasserbaufachleute wie Einwohner.“**
(Kantonaler Beamter, Schweiz)*

*„Dies kam schon von der Bauleitung aus, da gab es dann auch ganz unschöne Geschichten [...]. **Diese kleinen Abweichungen habe ich ein wenig als Kampf empfunden, dass man immer schauen musste, dass nicht auf dem Schleichweg die andere Variante wieder gekommen ist.** Plötzlich ist zum Beispiel auch die Höhe der Vorländer nicht ganz richtig gewesen. Da musste man meiner Meinung nach ziemlich den Daumen draufhalten.“
(Vertreter Umweltverbände, Schweiz).*

„Wir haben das jetzt im [...] Rahmen einer Begleitgruppe anders gemacht. Dort kommen wir regelmässig zusammen. [...]. **Die Idee hinter dieser Gruppe ist, die Entwicklungen und Probleme aus Sicht der Bauherrschaft gegen aussen hin zu kommunizieren, also auch gegenüber den Vertretern der Gemeinden. Den Gemeindevertretern ist auf der anderen Seite aber auch die Möglichkeit gegeben, an den Sitzungen das einzubringen, was sie draussen auf der Baustelle sehen oder was die Anliegen und Fragen der Bevölkerung sind. Wir haben damit also eine Plattform geschaffen, auf der man miteinander kommuniziert. Das hat sich sehr gut bewährt. [...]. Es ist wichtig, dass man nicht nur miteinander die Probleme bespricht, Fragen stellt und das Fachliche oder Technische bespricht, sondern dass man auch miteinander zusammensitzt und über andere Sachen spricht und auch ein bisschen den Puls fühlt.**“
(Kantonaler Beamter, Schweiz)

Um zukünftige Projekte zu optimieren wäre es daher hilfreich, eine ständige Begleitgruppe zu etablieren, die regelmässig über beabsichtigte oder unbeabsichtigte Veränderungen im Bauverlauf informiert ist. Zu bedenken ist in diesem Kontext v.a. die Tatsache, dass die stärksten Zusammenhänge zwischen einer *niedrigen* Qualität der Umsetzung und einer *niedrigen* Ausprägung der drei Erfolgsvariablen auftrat. Eine schlechte Umsetzungspraxis kann sich offenbar oft zu einem „kritischen Engpass“ für das ganze Projekt entwickeln. In Anbetracht der bei (Lavendel, 2002) diskutierten Problematik einer stark wachsenden Zahl von Fachbüros, die in den letzten Jahren relativ oberflächlich auf den Zug des Revitalisierungsbooms aufgesprungen sind, gewinnen die Themen „ökologische Ausbildung auf Baustellen“, „praktische Zusammenarbeit der Ämter und Fachstellen“ oder die „Überwindung kultureller Schwierigkeiten zwischen Forschung und Praxis“ eine ganz besondere Dimension.

Sowohl im Sinne der ökologischen Integrität der Fließgewässer als auch im Sinne seriöser Fachbüros ist hier v.a. ein aktiverer Input der Wissenschaft gefragt. Um die Fachleute interdisziplinär zu schulen, fehlen heute beispielsweise noch immer fest etablierte Workshops, Internet Tools (wie Luftbilder mit Animationsmöglichkeit, interaktive Lerntools usw.), regelmässige und fachlich begleitete Exkursionen sowie praxisrelevante Handbücher. Wie bereits oben mehrfach erwähnt klafften daher die Ansichten der „Praktiker/innen“ und die der „Wissenschaftler/innen“ nirgendwo so weit auseinander, wie bei der Bedeutung der praktischen Umsetzung. Es erscheint daher ausgesprochen dringend, dass sich sowohl in akademischen Kreisen wie auch in der Praxis eine neue Lernkultur etabliert (vgl. hierzu auch die Diskussion in Kap. 5.6.3).

2. Die negativen Zusammenhänge zwischen der Akzeptanz und den Prozessvariablen Qualität der *Zielsetzung*, Qualität des *Einbezugs der Interessen* und Qualität der *Alternativenwahl* erscheinen auf den ersten Blick wenig plausibel. Warum sollten gerade diejenigen Prozessvariablen, die sich mehrheitlich um die Interessen der Öffentlichkeit kümmern, gerade dann einen *negativen* Einfluss auf die Akzeptanz der Projekte haben, wenn sie eine vorbildliche Praxis aufweisen? Auf den zweiten Blick macht dieser scheinbare Widerspruch aber gerade durch seine Konstanz in allen drei Variablen Sinn. Eine detaillierte Analyse

der Daten zeigt, dass es sich durchweg um grössere Projekte handelte, die in Bezug auf die Zielsetzung, den Einbezug der Interessengruppen und in Bezug auf die Auswahl der Projektalternativen eine hohe Beurteilung erhielten. Ausserdem waren diese Projekte auch durch ein grosses öffentliches Interesse gekennzeichnet. Auf der anderen Seite waren die eher kleineren und weniger „spektakulären“ Projekte auch durch weniger aufwändige Aktivitäten in den öffentlichkeitsrelevanten Bereichen gekennzeichnet. Der Widerspruch, der sich oben in den Syntheseergebnissen zeigte, könnte somit einen umgekehrten Schluss nahelegen. Vermutlich verfügten all diejenigen Projekte über eine bessere „Kultur“ zur Integration der Öffentlichkeit, die von vorne herein mit mehr Widerstand rechnen mussten (vgl. auch Kap. 7.4.3). Zeichnen sich beispielsweise aufgrund komplexer Eigentumsverhältnisse oder aufgrund eines sehr aktiven NGO-Umfelds mögliche Konflikte bereits im Vorfeld der Projekte ab, so war der Druck in diesen Fällen vermutlich deutlich grösser, auch die Interessengruppen rechtzeitig und v.a. professioneller einzubinden. Unter einem solchen Gesichtspunkt erscheint insbesondere das Ergebnis zur Qualität der Alternativenwahl plausibel. Gerade bei dieser Prozessvariablen liegt die Annahme nahe, dass konfliktreiche Auseinandersetzungen im Vorfeld der Umsetzung zu einem intensiven und professionelleren Umgang bei der Wahl der Projektvariante führen könnten. Interessanterweise scheint sich ein solcher Mitteleinsatz im Nachhinein zu lohnen, wie die Ergebnisse in Tab. 8-1 ebenfalls vermuten lassen. Zumindest unterstreichen die Ergebnisse zur *nachträglichen* Akzeptanz der Projekte eine solche Vermutung. Wie die letzte Spalte in Tab. 8-1 zeigt, konnte der einzig positive Zusammenhang zwischen weiteren Folgeaktivitäten (hohe Akzeptanz nach Umsetzung der Massnahmen) bei diejenigen Projekte ermittelt werden, die auch eine hohe Qualität bei der Auswahl ihrer Projektalternativen zeigten. Dies könnte bedeuten, dass durch eine aktivere Auswahl der Projektvarianten auch viel Zustimmung innerhalb der betroffenen Interessengruppen gewonnen werden kann. Dies scheint insbesondere dann der Fall zu sein, wenn die Revitalisierungsvarianten bewusst auf den „Erlebnisraum Gewässer“ eingehen und neue Nutzungsformen ermöglichen. Eine solch positive Grundstimmung bietet dann auch eine fundierte Basis, auf der Folgeaktivitäten entstehen können. Da ein solcher Trend zumindest in einzelnen Fällen durch die Interviewergebnisse belegt werden konnte (vgl. Zitate unten), wäre es für zukünftige Projekte zumindest einen Versuch wert, hier von einer professionellen Praxis zu profitieren. Wie bereits oben diskutiert wurde, ist dabei allerdings zu berücksichtigen, dass die Auswahl der Alternativen nicht allein aufgrund technischer Hilfsmittel, sondern auch in Form von persönlichen Gesprächen („mit Flipp Chart und Bleistift“) erfolgen sollte. Die ausführliche Analyse und Diskussion, die bereits in den Kap. 5.5 und Kap. 6.2.7 dargestellt ist, gilt somit auch für die Interpretation der Ergebnisse dieser Synthese. Ebenso gelten hier auch die Anforderungen an einen optimalen Einbezug der Interessengruppen, wie sie in Kap. 5.3.2 dargestellt sind.

„Was in anderen Gebieten in Österreich zu extremem Widerstand führt, scheint hier kein grosses Problem zu sein. Die hohe Akzeptanz des Projekts erkennt man auch daran, dass die Landesregierung dieses Jahr einstimmig beschlossen hat, dass noch einmal 10 km Natura2000 Gebiet genannt worden sind [...]. **Die Regierung hat das beschlossen, weil die Grundbesitzer bei der Landesregierung interveniert haben,** dass dieses Gebiet ausgewiesen wird und sie auch die Chance haben so ein LIFE Projekt zu erhalten. [...]. Der Hauptfaktor war natürlich, dass wir bei den ganzen Besprechungen immer wieder argumentiert haben, seht euch doch einfach an, wie das obere Tal aussieht und redet mit den Leuten und ihr werdet sehen, das ist eine positive Sache.“
(Planungsbüro, Österreich)

„Deshalb sind als Erfolgskonzept v.a. Kompromisse im Sinne der Freizeitgestaltung von zentraler Bedeutung. Wenn die Menschen ein Gewässer erleben können, so sind sie meist für die Folgeprojekte wesentlich aufgeschlossener.“
(Kantonaler Beamter, Schweiz)

3. Die Tatsache, dass (a) alle untersuchten Projekte *nach* der Realisierung der Massnahmen positive Resonanz erhielten, dass diese Reaktion (b) nicht von den unabhängigen Prozessvariablen abhing und dass (c) auch bei denjenigen Projekten, bei denen Folgeaktivitäten beobachtet wurden, vier der sechs Prozessvariablen weder einen positiven noch einen negativen Zusammenhang zur Folgeaktivität zeigten, legt folgende Vermutung nahe: Sofern die Hochwassersicherheit, die Wasserqualität und auch die Freizeitnutzung der Gewässer gewährleistet sind, werden revitalisierte Gewässerstrecken in der Regel grundsätzlich positiv wahrgenommen. Dabei spielt es offenbar keine Rolle, ob es in den betroffenen Gewässerabschnitten zu einer tatsächlichen ökologischen Verbesserung kam oder nicht. Wie die detaillierte Auswertung der Interviewtexte zeigte, genügt es scheinbar, wenn ein revitalisiertes Gewässer nach der Umsetzung „schöner aussieht“ und „zugänglicher“ bzw. „nutzungsfreundlicher“ geworden ist. Die ökologische Integrität des Gewässers, seine naturraumtypische Lebensvielfalt oder gar der Gedanke an Naturschutz spielen offenbar eine untergeordnete Rolle, was die Akzeptanz betrifft. Erstaunlicherweise gilt diese Einschätzung häufig für die Projektverantwortlichen ebenso wie für die „normalen“ Anwohnerinnen und Anwohner, wenn sie danach gefragt werden, wie der Erfolg eines Projektes zu bemessen oder definieren sei (vgl. Zitate unten).

„Ein ganz klares Kennzeichen für eine gute und erfolgreiche Wiederbelebung ist die Reaktion bei der betroffenen Bevölkerung.“
(Kantonaler Beamter, Schweiz)

“If the project involves the community and the community is happy afterwards, than it’s usually declared as success whether the project succeeds ecologically or not.”
(Consultant, USA)

„Mich persönlich hat auch eher motiviert, solche Dinge **aus ästhetischen Gründen** zu machen.“
(Kantonaler Beamter, Schweiz)

“Ultimately, most of those people who are managing the system of the river don’t seem to care about biology, they just want to make other people happier.”
(Scientist, USA)

*„Interessant ist in diesem Zusammenhang auch, dass die **Akzeptanz der Leute nach der bisherigen Erfahrung weniger über die ökologischen Kenngrößen läuft, sondern häufig ‚nur‘ über die Ästhetik.** Den Leuten ist es in den meisten Fällen egal, ob es den Fischen besser geht oder nicht. Aber sie haben einen ganz starken Zugang zu den Gewässern, wenn diese wieder schön aussehen, wenn sie zugänglich sind und wenn man sie wieder direkt nutzen kann.“*
(Kantonale Behörde, Schweiz)

Diesen Trend bzw. die Annahme, dass die Öffentlichkeit Revitalisierungen v.a. aufgrund emotional-ästhetischer Gesichtspunkte akzeptiert, stützen auch zwei Studien, die sich in Bezug auf Fließgewässer Revitalisierungen gezielt mit der Wahrnehmung der Bevölkerung beschäftigten (Baumeler et al., 2003; Schibli & Schaubhut, 2000). Danach gaben befragte Passanten an, dass sie ein Gebiet deutlich „schöner“, „attraktiver“ und „erlebnisreicher“ empfinden, nachdem die Gewässer revitalisiert wurden (Schibli & Schaubhut, 2000). Im Zusammenhang mit dieser Studie tauchte ebenfalls das bereits oben erwähnte Argument Kinder explizit auf (vgl. Kap. 7.4.3). Einige der befragten Personen erwähnten, dass sie das Gewässer nun v.a. deshalb häufiger nutzen, damit ihre Kinder oder Enkelkinder an einem Bach spielen könnten. Am häufigsten werden die Gewässer entsprechend dieser Studie jedoch zum spazieren gehen, Rad fahren, Natur beobachten und verweilen bzw. nachdenken genutzt. Interessant erscheint in diesem Zusammenhang auch das Ergebnis einer Studie von Baumeler et al. (2003), in der 240 Passanten und Anwohner/innen per Fragebogen nach der emotionalen Bedeutung der Gewässer befragt wurden. Dabei tauchten bei allen Befragten auffällig ähnliche bis identische Antworten auf, wobei die Begriffe „Natur“, „Erholung“ und „Heimat“ als wichtigste Aspekte genannt wurden. Daneben erhielten Bezeichnungen wie „Lebensader“, „Schauspiel“ und „Dynamik“ ebenfalls sehr hohe Bewertungen. Hingegen rangierten Assoziationen wie „wirtschaftliche Nutzung“ bzw. „Ergenschaften der Technik“ am letzter Stelle der emotionalen Skala.

8.7 Fazit

Aus den oben diskutierten Ergebnissen ergeben sich folgende Schlussfolgerungen:

1. Die *Qualität der Zielsetzung* spielt insbesondere in Bezug auf die ökologische Wirkung der Projekte eine zentrale Rolle. In Bezug auf die Umsetzungseffizienz und die Akzeptanz der Projekte ist ihr Einfluss jedoch gering. Die grössten Defizite aus Sicht der „alten Hasen“ traten bei der Operationalisierung der Teilziele auf.
2. Die *Qualität beim Einbezug der Interessen* spielt in Bezug auf die Akzeptanz der Projekte eine interessante Rolle. Ein aktiver und vorbildlicher Einbezug der Interessen kann daher *vor* Umsetzung der Massnahmen sehr mühsam sein. Im nachhinein wurde ein solcher Aufwand aber von der Mehrheit der Befragten als äusserst nützlich bewertet.
3. Die *Qualität der Voruntersuchungen* hat auf alle drei Erfolgsvariablen einen positiven Einfluss. Allerdings ist dieser Einfluss eher schwach ausgeprägt.
4. Die *Qualität der Alternativenwahl* zeigt ebenso wie der Einbezug der Interessen ein interessantes Phänomen. Ihr Haupteinflussbereich konzentriert sich ebenfalls auf die Akzeptanz der Projekte. Eine vorbildliche Auswahl der Alternativen wird *vor* Umsetzung der Massnahmen oft als schwieriger und konfliktreicher Prozess empfunden. Offenbar ist dieser Prozess v.a. bei grossen und konfliktreichen Projekten jedoch sehr hilfreich für eine positive und v.a. aktive Unterstützung der Projekte *nach* der Umsetzung der Massnahmen.
5. Die *Qualität der Umsetzung* spielt mit Abstand die wichtigste Rolle beim Erfolg, v.a. aber beim Misserfolg der Revitalisierungsprojekte. Dabei ist insbesondere interessant, dass eine schlechte Umsetzungspraxis im Trend nicht nur einen sehr starken Zusammenhang zu einer schlechten ökologischen Wirkung zeigt (was auch auf den ersten Blick plausibel erscheint). Eine fast ebenso starke Wirkung scheint eine niedrige Qualität der Umsetzung auch in Bezug auf die Umsetzungseffizienz und die Akzeptanz der Projekte zu haben. Keine andere Prozessvariable führte bei allen drei Erfolgsvariablen zu solch ausgeprägten Ergebnissen, was die zentrale Rolle dieser Variablen unterstreicht. Ein anderer Aspekt der Umsetzungspraxis betrifft die kulturellen Welten der Wissenschaft und die der Praxis. Keine andere Prozessvariable führt offenbar zu einer vergleichbar grossen Diskrepanz zwischen Wissenschaft und Praxis. Eine gute Umsetzung vor Ort wurde von den „Praktikern“ oft als *die* entscheidende Variable genannt, die über Erfolg oder Misserfolg entscheiden kann. In der wissenschaftlichen Diskussion wird dieser Aspekt hingegen nahezu vollständig ignoriert.

6. Interessanterweise spielte eine gute adaptive Projektsteuerung (d.h. projektbegleitendes Monitoring, ökologische Erfolgskontrollen und ggf. adaptive Nachbesserungen der Massnahmen) die wichtigste Rolle in Bezug auf die Umsetzungseffizienz der Projekte. Obwohl Begleit- und Kontrolluntersuchungen häufig aus Kostengründen gestrichen werden, scheinen sie dort, wo sie vorbildlich praktiziert werden, vor allem einen positiven Einfluss auf die finanziellen und zeitlichen Ressourcen auszuüben. Zudem hängt der „kollektive Lerneffekt“ für alle zukünftigen Projekte davon ab, wie viel diese von den Erfahrungen früherer Projekte profitieren können.

Fasst man diese Ergebnisse systematisch zusammen, so lassen sich einige Chancen und Stolpersteine ableiten, von deren Kenntnis zukünftige Projekte profitieren könnten. Als „Tipps für die Praxis“ sind diese Erkenntnisse im nächsten Kapitel kurz erläutert. Sie fassen bewusst nur einzelne wesentliche Gedanken zusammen. Es wäre jedoch sicherlich hilfreich, wenn diese Impulse dazu beitragen könnten, dass sich ein veränderter Umgang mit zukünftigen Fließgewässer Revitalisierungen entwickeln könnte.

9 Chancen und Stolpersteine

Als Fazit dieser Arbeit fasst dieses letzte Kapitel jene Erkenntnisse zusammen, die aufgrund beider empirischer Untersuchungen Auskunft über aktuelle Chancen und Stolpersteine für die Praxis des Fließgewässer Managements geben. Die Analyse orientiert sich dabei an drei Einflussbereichen, die jeweils eine Schlüsselrolle bei der Optimierung zukünftiger Projekte spielen könnten. Diese Einflussbereiche wurden als Ergebnis der empirischen Untersuchungen identifiziert. Sie umfassen als kleinste Steuerungsebene das individuelle Projekt, als regulatorische Einflussebene das „strukturelle Umfeld“ und auf einer eher langfristig visionären Ebene das „kulturelle Umfeld“ der Projekte (Fig. 9-1).

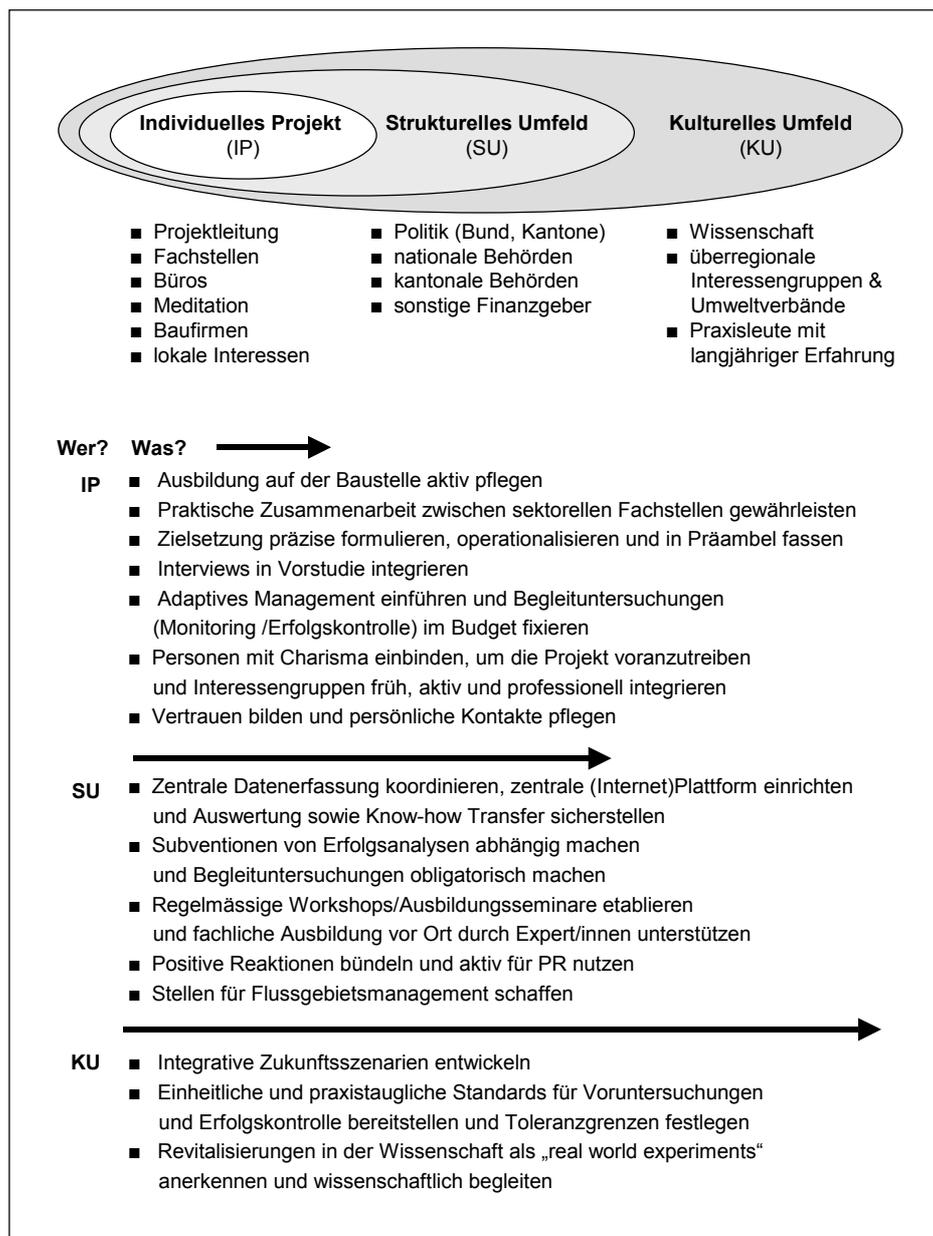


Fig. 9-1: Zusammenfassung der wichtigsten Einflussbereiche und Handlungsanweisungen zur Optimierung zukünftiger Fließgewässer Revitalisierungen (Datengrundlage: Auswertung der Interviewserie 1 und 2).

Die folgenden Abschnitte geben auf allen drei Ebenen Hinweise, wie ein verändertes Verhalten individueller Personen, regulatorischer Stellen oder thematisch organisierter Netzwerke zur Überwindung typischer Stolpersteine führen könnte. Dabei handelt es sich bewusst um Ratschläge, die nach Ansicht der *Interviewpartnerinnen und -partner* bedeutend sind. Es mag sein, dass manche Aspekte selbstverständlich oder gar trivial erscheinen. Da sich im Laufe dieser Arbeit jedoch zeigte, dass selbst angeblich triviale Anforderungen des Projektmanagements in der Praxis noch lange nicht zum Standard gehören, spiegeln die folgenden Abschnitte systematisch all diejenigen Gedanken wider, die während der Interviews als „praxisrelevant“ galten.

9.1 Tipps für die Praxis

9.1.10 Individuelles Projekt

- **Ausbildung auf der Baustelle aktiv pflegen und praktische Zusammenarbeit zwischen sektorellen Fachstellen gewährleisten**

Aus Sicht der Betroffenen erscheint der Aspekt der praktischen Umsetzung, d.h. das was, auf der Baustelle und im Zusammenspiel zwischen Behörden, Büros und Bauleuten passiert, ein Schlüsselkriterium für erfolgreiche Revitalisierungsprojekte zu sein. Dagegen taucht dieser Aspekt in der wissenschaftlichen Literatur praktisch überhaupt nicht auf und erfordert daher besondere Beachtung. Um die Qualität zukünftiger Projekte zu verbessern, sollte deshalb vermehrt in die Ausbildung derjenigen Personen investiert werden, die auf den Baustellen arbeiten oder diese betreuen. Dazu wäre ausserdem eine ernsthafte wissenschaftliche Begleitung hilfreich, wie sie unten in Kap 9.1.3 diskutiert wird. Die Einrichtung einer „Plattform Bau“, die einen regelmässigen Informationsaustausch zum Bauverlauf ermöglicht, bewährte sich bei grösseren Projekten sehr gut.

- **Zielsetzung präzise formulieren, klar operationalisieren und in Präambel zusammenfassen**

Ein weiteres wichtiges Detailergebnis zeigt, dass v.a. klare Ziele eine bedeutende Rolle für den ökologischen Erfolg der Projekte spielen können. Es liegt somit nahe, dass die ökologische Wirkung zukünftiger Projekte deutlich zu verbessern wäre, wenn die Projekte konsequent eine systematische Problemanalyse einschliessen und mit Hilfe von klar strukturierten Projektmanagement Techniken arbeiten würden (vgl. auch Kap. □). Neben einem präzise formulierten Zielinhalt sollte in Zukunft auch der Orts- und Zeitbezug sowie ein Zielausmass erwähnt sein. Zudem scheint es v.a. bei politisch umstrittenen Projekten hilfreich zu sein, wenn visionäre Leitbilder oder Oberziele im Zusammenspiel der unterschiedlichen Fachdisziplinen sowie in Zusammenarbeit mit Behörden, Interessengruppen und der Bevölkerung entwickelt werden. Einzelne Projekte profitierten zudem sehr stark davon, dass sie ihre Oberziele bewusst in einer kurzen Präambel zusammenfassen konnten, auf die sich alle Interessengruppen und Verantwortlichen von Beginn an einigen konnten.

- **Übersichtliches Untersuchungsdesign für Vorstudie entwickeln und Interviews integrieren**

Die Bedeutung der Voruntersuchungen erfährt von den „alten Hasen“ der Fliessgewässer Revitalisierung sowie von der Fachliteratur der Fliessgewässer Bewertung eine sehr grosse Beachtung (vgl. Kap. 2 und Kap. 5.4.2). Hingegen zeigte die Qualität der Vorstudien bei den Fallbeispielen einen eher geringen Einfluss auf die Erfolgsvariablen. In diesem Zusammenhang könnte es für die Optimierung zukünftiger Projekte hilfreich sein, wenn das Untersuchungsdesign der jeweiligen Untersuchungen nicht zu komplex gestaltet ist und sich auf wenige aussagekräftige Indikatoren konzentriert. Zweifellos sollte die Erfassung des Ausgangszustands sowie die Erfassung einer möglichst unbeeinflussten Referenzstrecke über einen ausreichend langen Zeitraum und bereits vor Umsetzung der Massnahmen gut dokumentiert sein. Aus pragmatischen Gründen erscheint es sinnvoll, Detailuntersuchungen vor Ort erst dann durchzuführen, wenn im Rahmen eines groben Screenings interessante Standorte ermittelt wurden, die aufgrund vorhandener Daten ein hohes Schutz- oder Verbesserungspotenzial zeigen. Ebenso scheint es hilfreich zu sein, im Sinne einer systematischen Umfeldanalyse gezielt auf das Wissen lokaler Expertinnen und Experten zurückzugreifen. Es wäre effizient und effektiv, dieses Wissen mit Hilfe von Interviews direkt in die Projektplanung zu integrieren. Leider taucht eine solche Art „Umfeldanalyse“ weder als gängige Methode in der Fachliteratur auf noch wird sie in der Praxis regelmässig durchgeführt.

- **Adaptives Management zur Effizienzsteigerung einführen**

Finanzielle Gründe sind aus Sicht der Betroffenen ein Hauptargument, weshalb ökologische Begleituntersuchungen oft nur unzureichend oder überhaupt nicht durchgeführt werden. In relativen Zahlen scheint der finanzielle Aufwand jedoch nicht unverhältnismässig hoch zu sein. Alle Befragten, die über lange praktische Erfahrungen verfügen, rechneten für ein sinnvolles adaptives Management mit Kosten, die weniger als 5% der gesamten Projektsumme betragen. Wie die Detailanalyse der Projekte zudem zeigte, waren gerade diejenigen Projekte häufig effizienter, die ein vorbildliches adaptives Management praktizierten. Dies spricht dafür, dass in der Praxis v.a. „psychologische Hemmnisse“ für die schlechte Qualität der adaptiven Projektsteuerung verantwortlich sind: Im Gegensatz zu vergleichbaren Bauprojekten, wie z.B. im Kraftwerks- oder Kanalbau, sind Fliessgewässer Revitalisierungen nicht bereits dann abgeschlossen, wenn „der Bagger den Bach verlässt“ oder „alle Steine verbaut“ sind. Der ökologische Erfolg einer Massnahme zeigt sich oft erst nach mehreren Jahren bzw. nachdem ein Extremereignis eingetreten ist. Verlässliche Erfolgskontrollen benötigten daher mehrere Jahre. Dies übersteigt oft die Amtszeit der Projektleitenden ebenso, wie die gewohnten finanziellen Zeithorizonte der Auftraggebenden. Zur Optimierung zukünftiger Projekte sollten ökologische Begleituntersuchungen, Erfolgsanalysen und, falls nötig, praktische adaptive Nachbesserungen bereits zu Beginn im finanziellen *und* zeitlichen Budget fix verankert sein. Es sollte garantiert sein, dass die Mittel auch nach fünf bis zehn Jahren noch zur Verfügung stehen und die Ergebnisse über einen längeren Zeitraum ausgewertet werden können.

- **Personen mit Charisma einbinden und Interessengruppen früh, aktiv und professionell integrieren**

Als der Aspekt „charismatischer Persönlichkeiten“ das erste Mal in einem der Interviews auftauchte, klang dieser so, als würde er eher eine subjektiv-esoterische Einstellung der befragten Person repräsentieren als ein tatsächliches Erfolgsargument. Interessanterweise tauchte dasselbe Argument regelmässig in mehreren Gesprächen auf. Nach Ansicht einiger Projektbeteiligter spielten diese Einzelpersonen sogar eine Schlüsselrolle für den Erfolg der Revitalisierung. Hierbei spielte es offenbar keine Rolle, ob es sich bei den Projekten um grosse oder kleine Massnahmen, alte oder neue Projekte handelte oder ob diese in den USA oder Europa durchgeführt wurden. Die erwähnten „Schlüsselpersonen“ zeichneten sich jedoch jedes Mal durch grosses individuelles Engagement sowie durch eine sehr starke Persönlichkeit aus. Sie wurden in schwierigen Situationen oft als vertrauensfördernd empfunden und konnten den Projektablauf in schwierigen politischen Kontexten ebenso positiv unterstützen wie in Bezug auf die internen Aushandlungsprozesse. Dabei konnten sie jedoch keiner spezifischen Gruppe zugeordnet werden. Erwähnt wurden sowohl Privatleute als auch Amtspersonen oder Personen aus der Politik. Zur Optimierung zukünftiger Projekte sollte daher der Auswahl der Projektverantwortlichen grosse Beachtung geschenkt werden.

Da sich ein vorbildlicher Einbezug der Interessengruppen zudem positiv auf die ökologische Wirkung und die Umsetzungseffizienz der Projekte auswirkte, ist für zukünftige Projekte auf jeden Fall ein früher und aktiver Einbezug der Bevölkerung zu empfehlen. Hierbei sollte v.a. ein professionell geführter Diskussionsprozess im Vordergrund stehen. Beteiligungsverfahren wie Fishbowlmethoden, Bürgerforen oder Planungszellen könnten die Qualität zukünftiger Projekte vermutlich optimieren. Dies gilt insbesondere für diejenigen Projekte, die ein grosses Konfliktpotenzial bergen.

9.1.2 Strukturelles Umfeld

- **Zentrale Internetplattform einrichten und Subventionen von einer kritischen Erfolgsanalyse abhängig machen¹⁷**

Zur Zeit es gibt in der Schweiz kein zentrales „institutionelles Gedächtnis“, das den Überblick über die unterschiedlichsten Revitalisierungsaktivitäten hätte. Die zentrale Erfassung und Auswertung von Monitoringdaten sowie ein angstfreier und selbstverständlicher Umgang mit den Themen Projektevaluation und Erfolgskontrolle würden die Erfolgsaussichten zukünftiger Projekte sicherlich steigern können. Dies legt auf den ersten Blick die Schaffung einer neuen „Kontrollbehörde“ nahe. Aufgrund der föderalen Situation der Schweiz sowie aus rein pragmatischer Sicht würde eine solche Stelle allein jedoch vermutlich eher zu mehr Bürokratie als zu mehr Klarheit führen. Hingegen wäre die Einrichtung einer zusätzlichen Austauschplattform als sinnvolles Instrument denkbar. Diese könnte z.B. in Form einer Internetplattform

¹⁷ Dieser Abschnitt ist an die Situation der Schweiz angepasst. Im Prinzip sind die erwähnten Gedanken jedoch auch auf andere Länder und Rechtslagen zu übertragen.

etabliert werden. Hier wäre es möglich spezifische Fragen und Antworten zum Fließgewässer Management zu beantworten, anonyme Evaluationen individueller Projekte durchzuführen oder Tipps, Kontakte und öffentliche Gesprächsforen anzubieten. Wenn die einzelnen Revitalisierungsprojekte ihre Auswertung selbstständig in eine Datenbank einspeisen könnten, wäre eine gesamtschweizerische Auswertung erleichtert und der Know-how Transfer sowie die Steigerung von Lerneffekten relativ unbürokratisch möglich. Für viele Leute aus der Praxis wäre es ausserdem hilfreich, wenn ihnen ein interdisziplinäres Diskussionsforum zur Verfügung stünde, das nicht nur mit Planungs- und Verwaltungsstellen, sondern auch mit Personen der Forschung, Wirtschaft, dem Hochwasserschutz usw. vernetzt wäre.

Denkbar wäre ebenfalls eine neue Strategie zur Subventionierung der Projekte. Bestünde eine gesetzliche Auflage, dass zukünftig nur noch diejenigen Projekte mit Subventionen rechnen können, die eine konsequente Erfolgskontrolle durchführen, so wäre die Chance deutlich erhöht, dass zukünftige Projekte von den Erfolgen und den Fehlern früherer Revitalisierungen lernen könnten. Auf diese Weise wäre ausserdem auch eine zentrale Auswertung der kantonalen und regionalen Projekte denkbar.

Noch effektiver könnte ein positives Anreizsystem sein, mit dem sich die Projekte an zentraler Stelle selbst und öffentlich in positivem Licht präsentieren. Denkbar wäre beispielsweise die Vergabe eines Revitalisierungspreises für diejenigen Projekte, die eine vorbildliche Evaluation durchführten und als „Vorzeigeprojekt“ dienen könnten. Aktuelle Ergebnisse solcher Projekte könnten von einer zentralen Finanzierungsstelle wiederum aktiv für PR Zwecke genutzt werden. Denkbar wäre die Angliederung einer solchen virtuellen Koordinierungsstelle z.B. beim BWG oder BUWAL oder als unabhängige Anlaufstelle, die eng mit den Finanzgebern der Projekte zusammenarbeitet.

▪ **Regelmässige Workshops und Ausbildungsseminare etablieren und fachliche Ausbildung vor Ort durch Expert/innen unterstützen**

Damit die Ausbildung der Beteiligten bis hin zu den Baustellen der einzelnen Projekte erfolgreich sein kann, sind mehrere Aspekte zu berücksichtigen. Eine ernsthafte wissenschaftliche Auseinandersetzung mit den Projekten, fundierte und regelmässige Ausbildungsprogramme sowie die Bereitstellung praxisrelevanter Arbeitsmittel (Handbücher, Internetplattformen, öffentliche Datenbanken etc.) sind dabei ebenso notwendig wie die direkte inhaltliche Aufklärung der beteiligten Personen. Von Seiten der kantonalen oder nationalen Fachbehörden wäre es daher sinnvoll, gezielt Workshops zu organisieren, die auf spezifische Aspekte des Fließgewässer Managements eingehen. In den Interviews zeigte sich sehr deutlich, dass ökologische oder geomorphologische Zusammenhänge, die für die beteiligten Wissenschaftlerinnen oder Wissenschaftler trivial erscheinen, bei Technikerinnen oder Technikern zum Teil schlicht nicht mitbedacht und daher in der Umsetzung nicht berücksichtigt werden. Deshalb wäre es wichtig, dass solche Workshops interdisziplinär organisiert sind und zumindest gemeinsam von Ökolog/innen und Wasserbauer/innen geleitet werden. Diese können entweder durch entsprechende Fachbüros, Fachbehörden, wis-

wissenschaftliche Institute oder Universitäten vertreten werden. Das Zielpublikum sollten Leute sein, die die praktischen Arbeiten vor Ort planen, überwachen und umsetzen. Denkbar wären z.B. Veranstaltungen zu aktuellen Erkenntnissen in Bezug auf die Bedeutung der Ufer- und Austauschzone, die ökologische Dimension der Grundwasservernetzung oder Habitatvielfalt, die Bedeutung der Gewässerdynamik oder des Totholzes usw. Erst wenn die Bedeutung solcher Einzelaspekte in ihrer ökologischen Qualität erfahrbar wird, kann ein echtes Verständnis für die jeweilige ökologische Funktion der revitalisierten Strecken entstehen. Zur Optimierung zukünftiger Projekte wäre es daher notwendig, dass Expertinnen und Experten nicht erst dann hinzugezogen werden, wenn die Dinge schief laufen. Wünschenswert wäre es wenn sich wissenschaftliche Kreise aktiv für die Ausbildung der Praxisleute engagieren würden.

Wenn es zudem möglich wäre, solche Ausbildungsseminare angepasst an die Bedürfnisse der Öffentlichkeit, Interessengruppen, Schulen usw. durchzuführen, könnte vermutlich die Akzeptanz der Projekte zusätzlich erhöht werden. In einigen Projekten zeigte sich, dass damit v.a. ein starker PR-Effekt verbunden ist, der sich v.a. in der lokalen Presse niederschlägt. Der kritische Punkt hierbei liegt vermutlich bei der persönlichen Einstellung der wissenschaftlichen Expertinnen und Experten. Menschen, die gewohnt sind, ihre Forschung in geschlossenen Fachkreisen zu präsentieren, müssten nun lernen in einfacher und allgemein verständlicher Sprache über ihre neuesten Ergebnisse zu berichten ohne dass sie dafür zusätzliche wissenschaftliche „Credits“ ernten. Dies erfordert im herkömmlichen Wissenschaftsbetrieb sowohl ein persönliches wie auch eine institutionelles Umdenken.

▪ **Neues Berufsbild „Flussraum-Management“ schaffen**

Zur Optimierung zukünftiger Revitalisierungen wäre es ausserdem sinnvoll, wenn das Fließgewässer Management nicht allein auf die Einflussebene individueller Projekte ausgerichtet wäre, sondern wenn es ganze Flusslandschaften oder Flussräume einschliessen würde. Damit solche Massnahmenpläne auch auf einer überregionalen Ebene sinnvoll realisiert werden können, ist über kurz oder lang vermutlich der Beruf einer „Flussgebietsmanagerin“ oder eines „Flussraummanagers“ erforderlich. Eine solche Person sollte die Koordination im Sinne eines integrierten Gewässermanagements über längere Gewässerstrecken übernehmen und befähigt sein, über kantonale oder nationale Grenzen hinweg und in einzelnen Teileinzugsgebiete gesamtheitlich zu arbeiten. Erste positive Ansätze diesbezüglich sind im Rahmen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu erwarten, die explizit fordert, dass alle Managementmassnahmen in Koordination mit dem ganzen Flusseinzugsgebiet durchgeführt werden. Hierbei geht es in erster Linie um die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen, die neben der Gewässerökologie explizit auch die Nutzung der angrenzenden Gebiete sowie die Anliegen der Anwohnerinnen und Anwohner einschliessen sollen. Auf der Ebene der Einzugsgebiete sollen klare Präferenzen geschaffen werden, wie z.B. mit wertvollen Schutzgebieten, mit signifikanten Belastungen oder mit der Wassernutzung umzugehen ist. Es bleibt zu hoffen, dass sich auch die Schweiz auch im Kleineren auf eine ähnliche Philosophie festlegt.

9.1.3 Kulturelles Umfeld

Wie bereits in Kap. 5.6.3 angedeutet wurde bestehen aus Sicht „der Praktikerinnen und Praktiker“ heute noch zu grosse Differenzen was die „wissenschaftliche Kultur“ und die „Managementkultur“ der Fliessgewässer Revitalisierungen betrifft. Der letzte Abschnitt dieser Arbeit geht daher bewusst auf diese kulturelle Ebene ein und zeigt, wie das Zusammenspiel unterschiedlicher Akteurinnen und Akteure im Sinne eines innovativen Gewässermanagements zur Optimierung zukünftiger Projekte beitragen könnte.

- **Einheitliche und praxistaugliche Standards für Voruntersuchungen und Erfolgskontrolle entwickeln**

Eine der grössten Herausforderung für die wissenschaftliche Seite des Fliessgewässer Managements besteht darin, aus der Vielzahl der ökologischen Bewertungskonzepte und Evaluationsmethoden (vgl. Kap. 2) ein einheitliches *und* praxisrelevantes Methodenset zu entwickeln. Dieses sollte eine pragmatische Erfassung der Gewässerstrecken ermöglichen und gleichzeitig für unterschiedliche Gewässertypen und Massnahmen vergleichbare Daten liefern. Ebenso sollte ein solches Verfahren mehrere Genauigkeitsstufen enthalten und sich auf solche Untersuchungen konzentrieren, die ohne allzu grossen logistischen Aufwand durchzuführen sind. Wichtig wäre die Konzentration auf abiotische „driving force“ Indikatoren, die durch wenige aussagekräftige biologische Indikatoren ergänzt würden (vgl. Kap. 2). Neben altbekannten Methoden sind hier auch innovative Ansätze gefragt, die sich möglichst auf die Dynamik der Gewässer sowie auf die funktionellen Aspekte konzentrieren könnten. Im Sinne pragmatischer Methoden müssten in Zukunft v.a. auch Lösungen gefunden werden, die eine relativ einfache und dennoch wissenschaftlich abgesicherte Möglichkeit des „upscalings“ erlauben. Die Frage nach der Extrapolation von Einzeluntersuchungen auf grössere Skalenebenen (Umland, Einzugsgebiet), so wie sie den Bedürfnissen eines integrierten Gewässermanagements entsprechen würde, ist nicht trivial zu lösen. Hierzu fehlen heute noch weitgehend verlässliche Übertragungsrichtlinien und Prognosetools.

Ein weiterer Aspekt betrifft die Definition der Toleranzgrenzen einzelner Indikatorwerte. Hierbei sind neben der wissenschaftlichen Expertise auch die Seiten des Vollzugs sowie die Vertreterinnen und Vertreter der Interessengruppen gefragt. Toleranzgrenzen sollten die ökologische Integrität der Gewässer dort ins Zentrum stellen, wo ein grosses Schutzpotenzial besteht. Im Sinne eines integrativen Gewässermanagements erfordert die Festlegung akzeptierter Grenzwerte jedoch auch eine differenzierte Betrachtungsweise. Dies trifft v.a. für solche Gewässerstrecken zu, bei denen der Nutzungsdruck bereits sehr hoch ist oder Freizeitwerte, Hochwasser- oder Grundwasserschutz, Landwirtschaft, Infrastruktur, Wasserkraftnutzung usw. zu berücksichtigen sind. Um die Zielsetzungen zukünftiger Einzelprojekte präziser formulieren zu können, sollten die Toleranzgrenzen daher spezifisch für unterschiedlicher Skalen- und Einflussebenen (Einzugsgebiete, Talräume, Gewässerabschnitte) und für unterschiedliche Nutzungsklassen formuliert werden (natürliches Gewässer, wenig beeinflusste Strecken oder Strecken mit starker bzw. massiver Nutzung).

Der Mangel an methodischen Hilfsinstrumenten wurde von vielen Befragten derzeit als einer der grössten Stolpersteine betrachtet. Analog zur Bewertung der Wasserqualität¹⁸ müssten auch im Fall der strukturellen Revitalisierung der Gewässer allgemeine Methodensets und Grenzwerte öffentlich zugänglich sein. Nur wenn es das wissenschaftliche Umfeld schafft, entsprechend praxistaugliche Instrumente zur Verfügung zu stellen, können auch Erfolgskontrollen auf einem vergleichbaren Standard durchgeführt werden. Dies wiederum wäre die Grundlage dafür, um effektiv von Fehlern und Erfolgen früherer Massnahmen zu lernen. In der Schweiz existiert bislang noch kein vergleichbares Methodenset. Zu dessen Entwicklung sind die Gewässerverwaltungen ebenso gefordert wie Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler.

▪ **Revitalisierungen in der Wissenschaft als „real world experiments“ anerkennen und wissenschaftlich begleiten**

Damit die Chancen steigen, dass innerhalb der wissenschaftlichen Gemeinschaft ein ernsthaftes Umdenken in Bezug auf Fliessgewässer Revitalisierungen stattfindet, braucht es eine neue Forschungskultur. Dies bedeutet, dass es für Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler möglich werden muss, mit Hilfe der Revitalisierungsprojekte auch rein „egoistische“ Ziele zu verfolgen. Dies wiederum erfordert Rahmenbedingungen, die es ermöglichen, dass die Revitalisierungen selbst zum Forschungsgegenstand werden. Dadurch würde die wissenschaftliche Karriere der betroffenen Person unterstützt und gleichzeitig dem Gefühl einer reinen Dienstleistung entgegengewirkt. Ebenso wäre hiermit eine klare Abgrenzung zu privaten Planungs- oder Ökobüros geschaffen, die sich ansonsten durch den öffentlich finanzierten Einfluss der wissenschaftlichen Institute oder Universitäten direkt bedroht fühlen können.

In der Praxis würde das bedeuten, dass wissenschaftliche Grundlagen anstatt im Labor vermehrt an realen Revitalisierungen, d.h. an „real world experiments“ zu erforschen wären. Allerdings würde dies bedeuten, dass die Forschungsseite bereits in den Planungsprozess der Projekte eingebunden wird und auch in Bezug auf die Gestaltung der Massnahmen eigene Interessen einbringen kann (z.B. die unterschiedliche bauliche Ausprägung einzelner Bauabschnitte, parallel angelegte Versuchsgebiete, spezifische betriebliche Massnahmen, die für Forschungsfragen unterschiedlich modifiziert werden etc.). Als Nebenprodukt einer solchen Zusammenarbeit wäre der fächerübergreifende Austausch über die Funktionsfähigkeit der Gewässer gratis und das Verständnis über einzelne Einfluss- und Wirkungszusammenhänge vermutlich deutlich grösser als bisher. Insbesondere in Bezug auf die Entwicklung praxisrelevanter und wissenschaftlich aussagekräftiger Bewertungsindikatoren sollte diese Chance der Zusammenarbeit in Zukunft vermehrt genutzt werden.

¹⁸ Anhand der Saprobie oder klar festgelegter Grenzwerte bei der stofflichen Belastung.

▪ Integrative Zukunftsszenarien entwickeln

Integriertes Fließgewässer Management erfordert die Entwicklung neuer und gemeinsamer Visionen, die in der engen Zusammenarbeit zwischen der Fließgewässer Forschung und den angrenzenden Disziplinen, aber auch in Zusammenarbeit mit der Wirtschaft, Politik und den Umweltverbänden entstehen sollten. Dabei müssten die Schwerpunkte v.a. solche Themen einschliessen, die in absehbarer Zeit sowohl wissenschaftlich als auch politisch und wirtschaftlich aktuell werden. Hierzu zählen beispielsweise Themen wie die veränderte Klimasituation und ihre Auswirkungen auf den Hochwasserschutz, die Wasserqualität und die Wasserkraftnutzung oder neue Produktionsformen der Landwirtschaft und ihre Auswirkungen auf den Gewässerschutz oder die Raumplanung. Zur Unterstützung zukünftiger Projekte wäre es daher sinnvoll, eine aktive „Think-Tank-“ oder Diskussionskultur zu etablieren, um einen regelmässigen Austausch über Fächer- und Aufgabengrenzen hinweg zu praktizieren. Die Initiative zur Bildung einer solcher Struktur sollte dabei am sinnvollsten von unabhängiger Seite, wie z.B. von den überregionalen Umweltverbänden ausgehen wie dies zum Teil auch im Rahmen der Interviews gefordert wurde. Allein die Einrichtung einer neuen „transdisziplinären Forschungskommission“ oder vergleichbare akademischer Gremien können zur Lösung der zukünftigen Aufgaben sicherlich nicht mehr in ausreichendem Mass beitragen. Eine reale Chance, diese disziplinären Stolpersteine zu überwinden, besteht wiederum im Rahmen der Umsetzung der neuen EU-Wasserrahmenrichtlinie. Es bleibt zu hoffen, dass diese Chance tatsächlich genutzt wird und sich kreative Gruppen zusammen finden.

▪ Fazit

Alle oben diskutierten „Tipps für die Praxis“ fassen bewusst nur wenige, ausgewählte Impulse zusammen, von denen ich glaube, dass sie eine reale Chance beinhalten, die aktuellen Stolpersteine im Fließgewässer Management zu überwinden. Es wäre wünschenswert, dass zumindest einzelne dieser Gedanken einen Beitrag leisten, um eine aktive Kultur im Fließgewässer Management zu initiieren.

Literatur

Literatur

Kapitel 1 Hintergrund und Motivation

- Allen E. B., Covington W. W., and Falk D. A. (1997) Developing the conceptual basis for restoration ecology. *Restoration Ecology* **5**(4), 275-276.
- Bash J. S. and Ryan C. M. (2002) Stream restoration and enhancement projects: Is anyone monitoring? *Environmental Management* **29**(6), 877-885.
- Bisbal G. A. (2001) Conceptual design of monitoring and evaluation plans for fish and wildlife in the Columbia River ecosystem. *Environmental Management* **28**(4), 433-453.
- Bradshaw A. D. (1996) Underlying principles of restoration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**(Suppl. 1), 3-9.
- Bradshaw A. D. (1997) What do we mean by restoration? In *Restoration Ecology and Sustainable Development* (ed. K. M. Urbanska, N. R. Webb, and P. J. Edwards), pp. 8-14. Cambridge Universal Press.
- Brookes A. (1995) River Channel Restoration: Theorie and Practice. In *Changing River Channels* (ed. A. Gurnell and G. Petts), pp. 369-388. John Wiley & Sons.
- Buijse A. D., Coops H., Staras M., Jans L. H., Van Geest G. J., Griff R. E., Ibelings B. W., Oosterberg W., and Roozen F. (2002) Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. *Freshwater Biology* **47**(4), 889-907.
- BWG. (Bundesamt für Wasser und Geologie). (2003) Projektdatenbank des Rhone-Thur-Projekts der EAWAG. *Quelle: BWG, FLIP*.
- Bundi U., Peter A., Frutiger A., Hütte M., Liechti P., and Sieber U. (2000) Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. *Hydrobiologia* **422/423**, 477-487.
- BUWAL. (1993) Kartierung der Auegebiete von nationaler Bedeutung. In *Schriftenreihe Umwelt*, Vol. 119, pp. 1-115. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- BUWAL. (1999) Auen von nationaler Bedeutung. *Pressemitteilung vom 17. September 1999*, <http://www.buwal.ch/presse/1999/d9909171.htm>.
- Calder I. R. (1999) *The Blue Revolution: Land Use & Integrated Water Resources Management*. Earthscan Publications. London
- CIPRA, Martinet F., and Dubost M. (1992) *Die letzten naturnahen Alpenflüsse*. Internationale Alpenschutzkommission. Vaduz/FL
- EPA. (2000) Principles for the Ecological Restoration of Aquatic Resources. *EPA 841-F-00-003* <http://www.epa.gov/owow/wetlands/restore/principles.html>, 1-4.
- Foppa N., Iseli B., Magnanelli R., Ottiger A., Rindlisbacher M., and Schär I. (1998) *Revitalisierung von Fliessgewässern - Die Revitalisierungen im Kanton Bern 1990-1998 und das Fallbeispiel Talbach*. Interfakultäre Koordinationsstelle für Allgemeine Ökologie der Universität Bern. Bern

- Gameson A. L. H. and Wheeler A. (1975) Restoration and Recovery of the Thames Estuary. In *Recovery and Restoration of Damaged Ecosystems* (ed. J. J. Cairns, K. L. Dickson, and E. E. Herricks), pp. 72-101. University Press of Vergina.
- Giesecke J. and Heimerl S. (1999) Wasserkraftanteil an der elektrischen Stromgewinnung in Deutschland. *Wasserwirtschaft* **89**(7/8), 336-347.
- Gleick P. H. (1998) *The World's Water 1998-1999, The Biennial Report on Freshwater Resources*. Island Press. Washington, D.C.
- Gleick P. H. (2000) *The World's Water 2000-2001*. Island Press. Washington, D.C.
- Hary N. and Nachtnebel H.-P. (1989) Ökosystemstudie Donaustau Altenwörth. *Veröffentlichungen des österreichischen MaB-Programms* **14**(1-445).
- Hobbs R. J. and Harris J. A. (2001) Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* **9**(2), 239-246.
- Hygum B. (2001) *WWF Water and Wetland Index: Assessment of 16 European Countries - Phase 1*. WWF. Copenhagen
- IKSR. (2001) Rhein-Ministerkonferenz, Rhein 2020: Programm zur nachhaltigen Entwicklung des Rheins. http://www.iksr.org/pdf/rhein_2020_d.pdf, 1-15.
- Jaag K., Wettstein D., Meyer C., Rotach S., Jaun S., and Joos N. (2003) Erfolgskontrollen bei der Weiderbelebung von Fließgewässern. *Fallstudie Thur - Perspektiven einer Flusslandschaft*, 5-16.
- Jackson L. I., Lopoukhine N., and Hillyard D. (1995) Ecological Resoration: A Definition and Comments (Commentary). *Restoration Ecology* **3**(2), 71-75.
- Johnson N., Revenga C., and Echeverria J. (2001) Managing Water for People and Nature. *Science* **292**, 1071-1072.
- Kanton Wallis. (2001) Informationsblatt über die dritte Rhonekorrektur. *Informationsbulletin Rhone*.vs **1**(Juni 2001), 1-4.
- Kirchhofer A. and Breitenstein M. (2000) *Erfolgskontrolle bei Gewässer-Renaturierungen im Kanton Bern*. Amt für Natur des Kantons Bern. Gümmenen
- Kissimmee River Restoration Evaluation Program (KRREP). (1998) Protocol for the Review and Submission of Information to the Kissimmee River Restoration Evaluation Program's Database, Draft 06/26/1998. <http://www.sfwmd.gov/erd/krr/krrep/protocol.pdf>.
- Konold W. (1994) *Historische Wasserwirtschaft im Alpenraum und an der Donau*. Verlag Konrad Wittwer. Stuttgart
- Lyons Murphy I. (1997) A European Model for the Danube? The Rhine. In *The Danube: A River Basin in Transition*, pp. 37-43. Kluwer Academic Publishers.
- Marti F. (2001) Erfolgskontrollen von Naturschutzmaßnahmen. In *Erfolgskontrolle von Umweltmaßnahmen - Perspektiven für ein integratives Umweltmanagement* (ed. R. W. Scholz), pp. 65-91. Springer.
- Masonis R. J. and Bodi F. L. (1998) River Law. In *River Ecology and Management - Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* (ed. R. J. Naiman and R. E. Bilby), pp. 553-571. Springer.
- Muhar S. (1996) Habitat improvement of Austrian rivers with regard to different scales. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* **12**, 471-482.

- Naiman R. J. and Bilby R. E. (1998) River Ecology and Management in the Pacific Coastal Ecoregion. In *River Ecology and Management - Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* (ed. R. J. Naiman and R. E. Bilby), pp. 1-10. Springer.
- Nienhuis P. H., Buijse A. D., Leuven R., Smits A. J. M., de Nooij R. J. W., and Samborska E. M. (2002) Ecological rehabilitation of the lowland basin of the river Rhine (NW Europe). *Hydrobiologia* **478**(1-3), 53-72.
- Nienhuis P. H., Leuven R. S. E. W., and Ragas A. M. J. (1998) General Introduction. In *New concepts for sustainable management of river basins* (ed. P. H. Nienhuis, R. S. E. W. Leuven, and A. M. J. Ragas), pp. 1-6. Backhuys Publishers.
- Pelley J. (2000) Restoring Our Rivers. *Environmental Science & Technology* **34**(3), 87A-90A.
- Renaturierungsfonds. (2002) Report 1998-2001: Renaturierungsfonds des Kantons Bern,, pp. 1-23. Amt für Natur.
- Rutherford I. (2001) Program 6: River Restoration, Program Overview. <http://www.catchment.crc.org.au/programs/projects/index.html>.
- Tilt W. and Williams C. A. (1997) Building public and private partnerships. In *Watershed Restoration: Principles and Practices* (ed. J. E. Williams, C. A. Wood, and M. P. Dombeck), pp. 145-157. American Fisheries Society.
- Tockner K., Schiemer F., and Ward J. V. (1998) Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* **8**, 71-86.
- United Nations and development C. o. s. (1997) Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World. <http://www.un.org/esa/sustdev/freshwat.htm#Summary> [gopher://gopher.un.org:70/00/esc/cn17/1997/off/97--9.EN](http://gopher.un.org:70/00/esc/cn17/1997/off/97--9.EN).
- USA Congress. (1973) Endangered Species Act of 1973. http://resourcescommittee.house.gov/105cong/reports/105_c/esaidx.htm
http://resourcescommittee.house.gov/105cong/reports/105_c/esa73.pdf Senate and House of Representatives of the United States of America, 1-49.
- Vitousek P. M., Mooney H. A., Lubchenco J., and Melillo J. M. (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* **277**, 494-499.
- WCED. (1987) *Our Common Future*. University Press.Oxford
- Wieriks K. (2000) The Rhine Experience - The Development of Integrated River Basin Management in Northwest Europe. In *Sustainable Management of International Rivers* (ed. T. Bernauer and B. Wehrli). ETH, CIS, EAWAG.
- World Commission on Dams. (2000) *Dams and development - a new framework for decision-making*. Earthscan. London

Kapitel 2

Literaturüberblick zur ökologischen Fließgewässer Bewertung

- Allan J. D. (1995) *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Chapman & Hall. London
- Arndt U., Nobel W., and Schweizer B. (1987) *Bioindikatoren - Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse*. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart
- Ast J. A. v. (1999) Trends Towards Interactive Water Management; Developments in International River Basin Management. *Phys. Chem. Earth (B)* **24**(6), 597-602.
- Baird D. and Ulanowicz R. E. (1998) The seasonal dynamics of the Chesapeake Bay ecosystem. *Ecological Monographs* **59**(4), 329-364.
- Barbour M. T., Gerritsen J., Snyder B. D., and B. S. J. (1999) *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition*. Environmental Protection Agency (EPA); Office of Water. Washington, D.C.
- Barbour M. T., Plafkin J. L., Bradley B. P., Graves C. G., and Wissman R. W. (1992) Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry* **11**, 437-449.
- Barbour M. T., Stribling J. B., and Karr J. R. (1995) Multimetric Approach for Establishing Biocriteria and Measuring Biological Condition. In *Biological Assessment and Criteria* (ed. W. S. Davis and T. P. Simon), pp. 63-77. Lewis Publishers.
- Barbour M. T., Swietlik W. F., Jackson S. K., Courtemanch D. L., Davies S. P., and Yoder C. O. (2000) Measuring the attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity. *Hydrobiologia* **422/423**, 453-464.
- Bergkamp G., McCartney M., Dugan P., McNeely J., and Acreman M. (2000) Environmental Flow Requirements (EFR). In *Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration, WCD Thematic Review*, Vol. Environmental Issues II.1 (ed. E. F. a. E. Restoration), pp. 72-74 & 114-115. Earthscan Publications.
- Binns N. A. and Eiserman F. M. (1979) Quantification of Fluvial Trout Habitat in Wyoming. *Transactions of the American Fisheries Society* **108**(3), 215-228.
- Bisson P. A. and Bilby R. E. (1998) Organic matter and trophic dynamics. In *River Ecology and Management - Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* (ed. R. J. Naiman and R. E. Bilby). Springer.
- Blöch H. (1999) The European Union Water Framework Directive: Taking European Water Policy into the Next Millennium. *Wat. Sci. Tech.* **40**(10), 67-71.
- Böhmer J. and Rahmann H. (1993) Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikatoren zur Gewässerversauerung. In *Veröffentlichungen des Projektes Angewandte Ökologie (PAÖ)*, Vol. Band 7 (ed. L. f. U. Baden-Württemberg), pp. 467-482. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU).
- Bondavalli C., Ulanowicz R. E., and Bodini A. (2000) Insights into the processing of carbon in the South Florida Cypress Wetlands: a whole-ecosystem approach using network analysis. *Journal of Biogeography* **27**, 697-710.

- Boon P. J. (2000) The development of integrated methods for assessing river conservation value. *Hydrobiologia* **422/423**, 413-428.
- Boon P. J., Holmes N. T. H., Maitland P. S., Rowell T. A., and Davis J. (1997) A System for Evaluating Rivers for Conservation (SERCON): Development, Structure and Function. In *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* (ed. P. J. Boon and D. L. Howell), pp. 299-326. The Stationery Office.
- Bortone S. A. and Davis W. P. (1994) Fish Intersexuality as Indicator of Environmental Stress. *BioScience* **44**(3), 165-172.
- Böttger K. (1986) Zur Bewertung der Fließgewässer aus der Sicht der Biologie und des Naturschutzes. *Landschaft + Stadt* **18**(2), 77-82.
- Boulton A. J. (1999) An overview of river health assessment: philosophis, practice, problems and prognosis. *Freshwater Biology* **41**, 469-479.
- Bovee K. D. (1986) Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology. In *Instream Flow Information Paper No. 21*, Vol. 86, pp. 1-235. US Fish and Wildlife Service Biologic Report.
- Bovee K. D., Lamb B. L., Bartholow J. M., Stalnaker C. B., Taylor J., and Henriksen J. (1998) Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology; Biological Resources Division Information and Technology Report USGS/BRD-1998-0004. *US Geological Survey*(http://www.mesc.usgs.gov/pubs/online/sha_ifim/sha_ifim.htm), 1-131.
- Bowlby J. N. and Roff J. C. (1986) Trout Biomass and Habitat Relation in Southern Ontario Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* **115**(4), 503-514.
- Brakke D. F., Baker J. P., Böhmer J., Hartmann A., Havas M., Jenkins A., Kelly C., Ormerod S. J., Paces T., Putz R., Resseland B. O., Schindler D. W., and Segner H. (1994) Group Report: Physiological and Ecological Effects of Acidification on Aquatic Biota. In *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future* (ed. C. E. W. Steinberg and R. F. Wright), pp. 275-312. John Wiley & Sons.
- Bratrich C. (1994) Ökomorphologie und Biologie der Engelberger Aa: Zustandsbewertung und Renaturierungsvorschläge. Diplomarbeit, Universität Konstanz.
- Braukmann U. (1987) Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. *Arch. Hydrobiol. Beiheft, Erg. Limnol.* **26**, 1-355.
- Braukmann U. and Pinter I. (1997) Concept for an Integrated Ecological Evaluation of Running Waters. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* **25**, 113-127.
- Brink B. J. E. T., Hosper S. H., and Colijn F. (1991) A Quantitative Method for Description & Assessment of Ecosystems: the AMOEBA-approach. *Marine Pollution Bulletin* **23**, 265-270.
- Brown M. T. and Ulgiati S. (1999) Emery Evaluation of the Biosphere and Natrual Capital. *AMBIO* **28**(6), 486-493.
- Bundi U., Peter A., Frutiger A., Hütte M., Liechti P., and Sieber U. (2000) Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. *Hydrobiologia* **422/423**, 477-487.
- Bundi U. and Truffer B. (2001) Integriertes Gewässermanagement als Perspektive. *EAWAG news* **51d**, 3-6.

- Bunn S. E. and Davies P. M. (2000) Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* **422/423**, 61-70.
- Bunn S. E., Davies P. M., and Mosisch T. D. (1999) Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* **41**(2), 333-345.
- Burton J. (1995) A framework for integrated river basin management. *Wat. Sci. Tech.* **32**(5-6), 139-144.
- BUWAL. (1998a) *Modul-Stufen-Konzept*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
- BUWAL. (1998b) *Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fleissgewässer*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern
- Cairns J. (1991) The Need for Integrated Environmental Systems Management. In *Integrated Environmental Management* (ed. J. Cairns and T. V. Crawford), pp. 5-20. Lewis Publishers.
- Cairns J. J. (1990) Lack of Theoretical Basis for Predicting Rate and Pathways of Recovery. *Environmental Management* **14**(5), 517-526.
- Callicott J. B. (1992) Aldo Leopold's Methaphor. In *Ecosystem Health - New Goals for Environmental Management* (ed. R. Constanza, B. G. Norton, and B. D. Haskell), pp. 42-56. Island Press.
- Carpenter S., Frost T., Persson L., Power M., and Soto D. (1996) Freshwater Ecosystems: Linkages of Complexity and Processes. In *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective* (ed. H. A. Mooney, J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala, and E.-D. Schulze), pp. 299-324. John Wiley & Sons.
- Chapman M. G. (1999) Improving sampling designs for measuring restoration in aquatic habitats. *Journal of Aquatic Stress and Recovery* **6**(235-251).
- Chovanec A., Jäger P., Jungwirth M., Koller-Kreimel V., Moog O., and Muharh S. (2000) The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia* **422/423**, 445-452.
- Constanza R. (1992) Toward an Operational Definition of Ecosystem Health. In *Ecosystem Health - New Goals for Environmental Management* (ed. R. Constanza, B. G. Norton, and B. D. Haskell), pp. 239-255. Island Press.
- Constanza R. (1995) Ecological and economical system health and social decision making. In *Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems*, Vol. I 28; NATO ASI Series (ed. D. J. Rapport, C. L. Gaudet, and P. Calow), pp. 103-125. Springer.
- Constanza R., Mageau M. T., Norton B. G., and Patten B. C. (1998) Predictors of Ecosystem Health. In *Ecosystem Health* (ed. D. J. Rapport, R. Constanza, P. R. Epstein, C. L. Gaudet, and R. Levins). Blackwell Science.
- Cooper J. A. G., Ramm A. E. L., and D. H. T. (1995) The Estuarine Health Index: A new Approach to Scientific Information Transfer. *Ocean & Coastal Management* **25**, 103-141.
- Creed R. P. (2000) Is there a new keystone species in North America lakes and rivers. *OIKOS* **91**(2), 405-408.

- Croonquist M. J. and Brooks R. P. (1991) Use of Avian and Mammalian Guilds as Indicators of Cumulative Impacts in Riparian-Wetland Areas. *Environmental Management* **15**(5), 701-714.
- Cummins K. W. and Klug M. J. (1979) Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **10**, 147-172.
- Davis W. S. (1995) Biological Assessment and Criteria: Building on the Past. In *Biological Assessment and Criteria* (ed. W. S. Davis and T. P. Simon), pp. 15-29. Lewis Publishers.
- Dent M. C. (1997) Facilitating integrated river basin management. *South African Journal of Science* **93**, 483-484.
- DeShon J. E. (1995) Development and Application of the Invertebrate Community Index (ICI). In *Biological Assessment and Criteria* (ed. W. S. Davis), pp. 217-243. Lewis Publishers.
- Downs P. W., Gregory K. J., and Brookes A. (1991) How Integrated Is River Basin Management? *Environmental Management* **15**(3), 299-309.
- Drake P. J. and Sherriff J. D. F. (1987) A Method for Managing River Abstractions and Protecting the Environment. *Water and environmental management: Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management* **1**(1), 27-38.
- Duggins D. O. (1980) Kelp beds and sea otters: an experimental approach. *Ecology* **61**(3), 447-453.
- DVWK. (1996) Gesichtspunkte zum Abfluß in Ausleitungsstrecken kleiner Wasserkraftanlagen. *DVWK Schriften* **114**, 1-148.
- Elwood J. W., Newbold J. D., O'Neill R. V., and Van Winkle W. (1983) Resource Spiraling: An Operational Paradigm for Analyzing Lotic Ecosystems. In *Dynamics in Lotic Ecosystems* (ed. T. D. Fontaine and S. M. Bartell), pp. 3-27. Ann Arbor Science.
- EPA. (1996) Status of State Biological Assessment and Criteria Programs. <http://www.epa.gov/ost/biocriteria/States/streams/streams.html>.
- EPA. (2000) Biocriteria in the Water Quality Criteria and Standards Plan. <http://www.epa.gov/ost/biocriteria/programs/plan.html>.
- EPA. (2001a) Bioassessment and Biocriteria. <http://www.epa.gov/ost/biocriteria/>.
- EPA. (2001b) Fish as Indicators. <http://www.epa.gov/eq/atlas/bioindicators/fishasindicators.html>.
- Esters J. A. and Palmisano J. F. (1974) Sea Otters: Their Role in Structuring Nearshore Communities. *Science* **185**, 1058-1060.
- EU. (2000a) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* <http://projects.dhi.dk/waterdir/Water%20framework%20directive%20UK.pdf> (last access July 17, 2003), 1-72.
- EU. (2000b) *Richtlinie 2000/60 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. Rat der Europäischen Union.Brüssel
- Everglades National Park. (2000) Florida Panther. <http://www.nps.gov/ever/eco/panther.htm>.

- Fairweather P. G. (1999) State of environmental indicators of 'river health': exploring the metaphor. *Freshwater Biology* **41**, 211-220.
- Falkenmark M. and Folke C. (2000) How to Bring Ecological Services into Integrated Water Resources Management. *AMBIO* **29**(6), 351-352.
- Fisher S. G. (1973) Energy flow in bear brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* **43**, 421-439.
- Frissell C. A., Liss W. J., C.E. W., and Hurley M. D. (1986) A Hierarchical Framework for Stream Habitat Classification: Viewing Streams in a Watershed Context. *Environmental Management* **10**(2), 199-214.
- Genoni G. P. (1997) Towards a conceptual synthesis in ecotoxicology. *OIKOS* **80**(1), 96-106.
- Gessner M. O. and Chauvet E. (2002) A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 498-510.
- Gleick P. H. (1998) *The World's Water 1998-1999, The Biennial Report on Freshwater Resources*. Island Press, Washington, D.C.
- Gordon N. D., McMahon T. A., and Finlayson B. L. (1992) *Stream Hydrology*. John Wiley & Sons, New York
- Gore J. A., Kelly J. R., and Yount J. D. (1990) Application of Ecological Theory to Determining Recovery Potential of Disturbed Lotic Ecosystems: Research Needs and Priorities. *Environmental Management* **14**(5), 755-762.
- Grant W. E. (1998) Ecology and natural resource management: reflections from a systems perspective. *Ecological Modelling* **108**, 67-76.
- Gunderson L. H., Holling C. S., and Peterson G. D. (2000) Resilience in Ecological Systems. In *Handbook of Ecosystem Theories and Management* (ed. S. E. Jorgensen and F. Müller), pp. 385-394. Lewis Publishers.
- Hannon B. (1992) Measures of Economic and Ecological Health. In *Ecosystem Health - New Goals for Environmental Management* (ed. R. Constanza, B. G. Norton, and B. D. Haskell), pp. 207-222. Island Press.
- Harper D. M., Smith C., Barham P., and Howell R. (1995) The ecological basis for the management of natural river environment. In *The ecological basis for river management* (ed. D. M. Harper), pp. 219-238. Wiley.
- Hawkins C. P., Norris R. H., Hogue J. N., and Feminella J. W. (2000) Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications* **10**(5), 1456-1477.
- Hill B. H., Herlihy A. T., Kaufmann P. R., Stevenson R. J., McCormick F. H., and Burch Johnson C. (2000) Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *J. N. Am. Benth. Soc.* **19**(1), 50-67.
- Hilsenhoff W. L. (1988) Rapid field assessment of organic pollution with a family-level index. *J. N. Am. Benth. Soc.* **7**(1), 65-68.
- Hilty J. and Merenlender A. (2000) Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* **92**, 185-197.
- Hoekstra J. M., Clark J. A., Fagan W. F., and Boersma P. D. (2002) A comprehensive review of Endangered Species Act recovery plans. *Ecological Applications* **12**(3), 630-640.
- Holling C. S. (1987) Simplifying the complex: The paradigms of ecological function and structure. *European Journal of Operational Research* **30**, 139-146.

- Holling C. S. (1992) Cross-scale morphology, geometry and dynamics of ecosystems. *Ecological Monographs* **62**(4), 447-502.
- Hruby T. (2001) Testing the Basic Assumption of the Hydrogeomorphic Approach to Assessing Wetland Function. *Environmental Management* **27**(5), 749-761.
- Hutton J. (1788) Theorie of the earth; or an investigation of laws observable in the composition, dissolution and restoration of land upon the globe. *Trans. Roy. Soc. Edinburgh* **1**, 209-304.
- Hygum B. (2001) *WWF Water and Wetland Index: Assessment of 16 European Countries - Phase 1*. WWF.Copenhagen
- Hynes H. B. N. (1970) *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press.Toronto
- IKSR. (2004) Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. http://www.iksr.org/pdf/rhein_2020_d.pdf last access, Jan 2004.
- Innis S. A., Naiman R. J., and Elliott S. R. (2000) Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. *Hydrobiologia* **422/423**, 111-131.
- ISEH. (2001) What is Ecosystem Health? <http://www.ecosystemhealth.com/>.
- Jones J. A. A. (1997) *Global Hydrology: Processes, resources and environmental management*. Longman.Edinburgh
- Jorde K. (1997) *Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken*. Universität Stuttgart.Stuttgart
- Jorde K. and Bratrich C. (1997) River bed morphology and flow regulations in diverted streams on bottom shear stress pattern and hydraulic habitat. In *Advances in River Bottom Ecology IV* (ed. B. G. and H. J.), pp. 47-63. Backhuys Publishers.
- Jørgensen S. E. and Müller F. (2000) *Handbook of Ecosystem Theories and Management*. Lewis Publishers.Boca Raton
- Jungwirth M., Moog O., and Muhar S. (1993) Effects of River Bed Restructuring on Fish and Benthos of a 5th-Order Stream, Melk, Austria. *Regulated Rivers-Research & Management* **8**(1-2), 195-204.
- Jungwirth M., Muhar S., and Schmutz S. (1995) The Effects of Recreated In-stream and Ecotone Structures on the Fish Fauna of an Epipotamal River. *Hydrobiologia* **303**(1-3), 195-206.
- Jungwirth M., Muhar S., and Schmutz S. (2002) Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* **47**(4), 867-887.
- Junk W. J., Bayley P. B., and Sparks R. E. (1989) *The flood pulse concept in river-floodplain systems*. Spec. Publ. Fish. aquat. Sci.
- Kappelle M. (2000) Criteria, Indicators and Tools for Monitoring Ecosystem Health. *Environmental Conservation* **27**, 84-58.
- Karr J. R. (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**(6), 21-27.
- Karr J. R. (1987) Biological Monitoring and Environmental Assessment: a Conceptual Framework. *Environmental Management* **11**(2), 249-256.
- Karr J. R. (1999) Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* **41**, 221-234.
- Karr J. R. and Chu E. W. (1999) *Restoring Life in Running Waters, better biological monitoring*. Island Press

- Karr J. R., Fausch K. D., Angermeier P. L., Yant P. I., and Schlosser I. J. (1986) Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey Special Publikation* **5**, 1-28.
- Kelly J. R. and Harwell M. A. (1990) Indicators of Ecosystem Recovery. *Environmental Management* **14**(5), 527-545.
- Kerans B. L. and Karr J. R. (1994) A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* **4**(4), 768-785.
- Kleynhans C. J. (1996) A qualitative procedure for the assessment of the habitat integrity status of the Luvuvhu River (Limpopo system, South Africa). *Journal of Aquatic Ecosystem Health* **5**, 41-54.
- Kolkwitz R. and Marsson M. (1909) Ökologie der tierischen Saprobien. *Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung*, 126-152.
- Kondolf G. M. (1998) Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* **8**, 39-52.
- Kondolf G. M. and Micheli E. R. (1995) Evaluating Stream Restoration Projects. *Environmental Management* **19**(1), 1-15.
- Konold W. (1994) *Historische Wasserwirtschaft im Alpenraum und an der Donau*. Verlag Konrad Wittwer. Stuttgart
- Ladson A. R. and White L. J. (2000) Measuring Stream Condition. In *River Management: The Australasian Experience* (ed. S. Brizga and B. Finlayson), pp. 265-285. John Wiley & Sons.
- Lauterborn R. (1901) Die "sapropelische" Lebenswelt. *Zoologischer Anzeiger* **24**, 50-55.
- LAWA. (2000) Europäischer Gewässerschutz im Vormarsch - LAWA übernimmt Motorfunktion bei der Umsetzung der neuen EU-Wasserrahmenrichtlinie -. http://www.eu-wrrl.de/EU-WRRL_im_Uberblick/Hintergrund/hintergrund.html.
- LAWA. (2001) Handlungskonzept zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. *LAWA-Publikationen* <http://www.lawa.de/pubs/Handlungskonzept.pdf>, 1-19.
- Lawton J. H., Bignell D. E., Bolton B., Bloemers G. F., Eggleton P., Hammond P. M., Hodda M., Holt R. D., Larsen T. B., Mawdsley N. A., Stork N. E., Srivastava D. S., and Watt A. D. (1998) Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* **391**, 72-76.
- Leentvaar J. (2001) Integrierte Wasserwirtschaft in Flusseinzugsgebieten. *EAWAG news* **51d**, 18-19.
- Lemly A. D. and King R. S. (2000) An insect-bacteria bioindicator for assessing detrimental nutrient enrichment in wetlands. *Wetlands* **20**(1), 91-100.
- Leopold A. (1949) *A Sand Country Almanac and Sketches Here and There*. Oxford University Press. New York
- Levin S. A. (1999) *Fragile Dominion - Complexity and the Commons*. Perseus Publisher. Cambridge
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz). (1995) *Handbuch Wasser 2; Morphologischer Zustand der Fließgewässer in Baden-Württemberg, Auswertung und Interpretation der Ergebnisse der Übersichtskartierung 1992/93*. Karlsruhe
- LÖLF (Landesanstalt für Ökologie; Landesamt für Wasser und Abfall NW). (1985) *Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. Teil 1: Bewertungsverfahren. Teil 2: Grundlagen für das Bewertungs-*

- verfahren. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NW.Recklinghausen
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J. P., Hector A., Hooper D. U., Huston M. A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D., and Wardle D. A. (2001) Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* **294**, 804-808.
- Lovelock C. (1972) Gaia as seen through the atmosphere. *Atmospheric Environment* **6**, 579-580.
- Lovelock C. and Margulis L. (1974) Atmospheric homeostasis by and for the biosphere: the gaia hypothesis. *Tellus* **1-2**, 2-9.
- Lovelock J. E. (1991) Geophysiology - the science of GAIA. In *Scientists on Gaia* (ed. S. H. Schneider and P. J. Boston), pp. 3-10. MIT Press.
- Mader H. (1992) Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche. *Wiener Mitteilungen Wasser, Abwasser, Gewässer* **106**, 1-375.
- Mageau M. T., Costanza R., and Ulanowicz R. E. I. (1995) The Development and Initial Testing of a Quantitative Assessment of Ecosystem Health. *Ecosystem Health* **1**(4), 201-213.
- Maguire L. A. (1995) Decision Analysis: An Integrated Approach to Ecosystem Exploitation and Rehabilitation Decisions. In *Rehabilitating Damaged Ecosystems* (ed. J. J. Cairns). Lewis Publishers.
- Meyer J. L. (1997) Stream health: incorporating the human dimension to advance stream ecology. *J. N. Am. Benth. Soc.* **16**(2), 439-447.
- Meyer J. L., McDowell W. H., Bott T. L., Elwood J. W., Ishizaki C., Melack J. M., Peckarsky B. L., Peterson B. J., and Rublee P. A. (1988) Elemental dynamics in streams. *J. N. Am. Benth. Soc.* **7**(4), 410-432.
- Mills L. S., Soulé M. E., and Doak D. F. (1993) The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation. *BioScience* **43**(4), 219-224.
- Minshall G. W. (1988) Stream ecosystem theory: a global perspective. *J. N. Am. Benth. Soc.* **7**(4), 263-288.
- Minshall G. W. (1996) Bringing biology back into water quality assessment. In *Freshwater Ecosystems - Revitalizing Educational Programs in Limnology* (ed. C. o. I. A. Ecosystems, W. S. a. T. Board, and E. Commission on Geosciences, and Resources), pp. 289-324. National Research Council.
- Minshall G. W., Cummins K. W., Petersen R. C., Cushing C. E., Bruns D. A., Sedell J. R., and Vannote R. L. (1985) Developments in Stream Ecology Theory. *J. Fisch. Aquat. Sci.* **42**, 1045-1055.
- Moog O. (1991) Biologische Parameter zum Bewerten der Gewässergüte von Fließgewässern. *Landschaftswasserbau* **11**, 235-266.
- Moog O. (1993) Makrozoobenthos als Indikator bei ökologischen Fragestellungen. *Landschaftswasserbau* **15**, 104-143.
- Mooney H. A., Cushman J. H., Medina E., Sala O. E., and Schulze E.-D. (1996) What We Have Learned about the Ecosystem Functioning of Biodiversity. In *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective* (ed. H. A. Mooney, J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala, and E.-D. Schulze), pp. 475-484. John Wiley & Sons.
- Moss B. (2000) Biodiversity in fresh waters - an issue of species preservation or system functioning? *Environmental Conservation* **27**(1), 1-4.

- Moyle P. B. and Randall P. J. (1998) Evaluating the Biotic Integrity of Watersheds in the Sierra Nevada, California. *Conservation Biology* **12**(6), 1318-1326.
- Muhar S. (1996a) Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern auf Basis typspezifischer Abiotik und Biotik. *Wasserwirtschaft* **86**(5), 238-242.
- Muhar S. (1996b) Habitat improvement of Austrian rivers with regard to different scales. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* **12**, 471-482.
- Muhar S. and Jungwirth M. (1998) Habitat integrity of running waters - assessment criteria and their biological relevance. *Hydrobiologia* **386**, 195-202.
- Muhar S., Schmutz S., and Jungwirth M. (1995) River restoration concepts - goals and perspectives. *Hydrobiologia* **303**, 183-194.
- Muhar S., Schwarz M., Schmutz S., and Jungwirth M. (2000) Identification of rivers with high and good habitat quality: methodological approach and applications in Austria. *Hydrobiologia* **422**, 343-358.
- Munawar M. (1992) Aquatic ecosystem health and management: an integrated and multi-disciplinary approach. (Preface). *Journal of Aquatic Ecosystem Health* **1**, XIII-XVI.
- Murphy M. L. (1998) Primary Production. In *River Ecology and Management - Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* (ed. R. J. Naiman and R. E. Bilby). Springer 144-168.
- Naiman R. J., Beechie T. J., Benda L. E., Berg D. R., Bisson P. A., MacDonald L. H., O'Connor M. D., Olson P. L., and Ste E. A. (1992) Fundamental elements of ecologically healthy watersheds in the Pacific Northwest coastal ecoregion. In *Watershed Management: Balancing Sustainability and Environmental Change* (ed. R. J. Naiman), pp. 127-187. Springer Verlag.
- Naiman R. J. and Turner M. G. (2000) A future perspective on North America's freshwater ecosystems. *Ecological Applications* **10**(4), 958-970.
- Niemi G. J., DeVore P., Detenbeck N., Taylor D., Lima A., Pastor J., Yount J. D., and Naiman R. J. (1990) Overview of Case Studies on Recovery of Aquatic Systems from Disturbance. *Environmental Management* **14**(5), 571-587.
- Nienhuis P. H. and Leuven R. S. E. W. (1998) Ecological concepts for the sustainable management of lowland river basins: a review. In *New approaches to river management* (ed. A. J. M. Smits, P. H. Nienhuis, and R. S. E. W. Leuven), pp. 7-33. Backhuys Publishers.
- Norris R. H. and Hawkins C. P. (2000) Monitoring river health. *Hydrobiologia* **435**, 5-17.
- Norris R. H. and Thoms M. C. (1999) What is river health? *Freshwater Biology* **41**, 197-209.
- Noss R. F. (1990) Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* **4**(4), 355-364.
- Obrist M. K. and Duelli P. (1998) Wanzen und Pflanzen - Auf der Suche nach den besten Korrelaten zur Biodiversität. *Informationsblatt des Forschungsbereiches Landschaftsökologie* **37**, 1-6.
- Odum H. T. (1956) Primary Production in Flowing Waters. *Limnology and Oceanography* **1**, 102-117.

- Odum H. T. (1957) Primary production measurements in eleven Florida springs and a marine turtle-grass community. *Limnology and Oceanography* **2**, 85-97.
- Odum H. T. (1996) *Environmental Accounting - Energy and Environmental Decision Making*. John Wiley & Sons. New York
- Odum H. T., Brown M. T., and Ulgiati S. (2000) Ecosystems as Energetic Systems. In *Handbook of Ecosystem Theories and Management* (ed. S. E. Jorgensen and F. Müller), pp. 281-302. Lewis Publishers.
- Odum H. T. and Odum E. P. (2000) The Energetic Basis for Valuation of Ecosystem Services. *Ecosystems* **3**, 21-23.
- Omernik J. K. and Griffith G. E. (1991) Ecological regions vs. hydrologic units: frameworks for managing water quality. *Journal of Soil and Water Conservation* **46**, 334-340.
- Omernik J. M. (1987) Ecoregions in the conterminous United States. *Annales of the Association of American Geographers* **77**, 118-125.
- Omernik J. M. (1995) Ecoregions: A framework for managing ecosystems. *The Geogre Wright Forum* **12**, 35-50.
- ÖNORM M6232. (1997) Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern, Wien., 1-82.
- Paine R. T. (1966) Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist* **100**(910), 65-75.
- Paine R. T. (1969) A note on trophic complexity and community stability. *The American Naturalist* **103**, 91-93.
- Petersen R. C. (1992) The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* **27**, 295-306.
- Pimm S. L. (1984) The complexity and stability of ecosystems. *Nature* **307**(321-326).
- Plafkin J. L., Barbour M. T., Porter K. D., Gross S. K., and Hughes R. M. (1989) Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. *EPA 444/4-89-001*, 1-90.
- Power M. (1999) Recovery in aquatic ecosystems: an overview of knowledge and needs. *Journal of Aquatic Stress and Recovery* **6**, 253-257.
- Pringle C. M., Naiman R. J., Bretschko G., Karr J. R., Oswood M. W., Webster J. R., Welcomme R. L., and Winterbourn M. J. (1988) Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *J. N. Am. Benth. Soc.* **7**(4), 503-524.
- Rankin E. T. (1995) Habitat Indices in Water Resource Quality Assessments. In *Biological Assessment and Criteria: Building on the Past* (ed. W. S. Davis and T. P. Simon), pp. 181-208. Lewis Publishers.
- Rapport D. J. (1989) What constitutes ecosystem health? *Perspectives in Biology and Medicine* **33**(1), 120-132.
- Rapport D. J. (1995) Ecosystem health: an emerging integrative science. In *Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems* (ed. D. J. Rapport, C. L. Gaudet, and P. Calow), pp. 5-31. Springer.
- Rapport D. J., Gaudet C. L., and Calow P. (1995) *Evaluating and Monitoring the Health of Large-Scale Ecosystems*. Springer. Berlin
- Rapport D. J., McMichael A. J., and Constanza R. (1999) Reply from D.J. Rapport, A.J. McMichael and R. Costanza. *TREE* **14**(2), 69-70.

- Rapport D. J. and Moll R. H. H. (2000) Applications of Ecological Theory and Modelling to Assess Ecosystem Health. In *Handbook of Ecosystem Theories and Management* (ed. S. E. Jorgensen and F. Müller), pp. 487-495. Lewis Publishers.
- Raven P. J., N.T.H. Holmes, F.H. Dawson, P.J.A. Fox, Fozzard I. R., and Rouen K. J. (1998a) *River Habitat Quality*. Environment Agency
Scottish Environment Protection Agency
Environment and Heritage Service, Northern Ireland
- Raven P. J., P.J. Boon, F.H. Dawson, and Ferguson A. J. D. (1998b) Towards an integrated approach to classifying and evaluation rivers in the UK. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* **8**, 383-393.
- Resh V. H., Brown A. V., Covich A. P., Gurtz M. E., Li H. W., Minshall G. W., Reice M. E., Sheldon A. L., Wallace J. B., and Wissmar R. C. (1988) The role of disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benth. Soc.* **7**(4), 433-455.
- Resh V. H., Norris R. H., and Barbour M. T. (1995) Design an implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology* **20**, 108-121.
- Reynoldson T. B., Bailey R. C., Day K. E., and Norris R. H. (1995) Biological guidelines for freshwater sediment based on **B**enthic **A**ssessment of **S**ediment **T** (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Australian Journal of Ecology* **20**, 198-219.
- Reynoldson T. B., Norris R. H., Resh V. H., Day K. E., and Rosenberg D. M. (1997) The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benth. Soc.* **16**(4), 833-852.
- Richter B. D., Baumgartner J. V., Powell J., and Braun D. P. (1996) A method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology* **10**(4), 1163-1174.
- Richter B. D., Baumgartner J. V., Wigington R., and Braun D. P. (1997) How much water does a river need? *Freshwater Biology* **37**, 231-249.
- Roe E. and Van Eeten M. (2001) Threshold-Based Resource Management: A Framework for Comprehensive Ecosystem Management. *Environmental Management* **27**(2), 195-214.
- Rosenberg M. D. and Resh H. V. (1993) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, London
- Sabater S., Butturini A., Munoz I., Romani A., Wray J., and Sabater F. (1998) Effects of removal of riparian vegetation on algae and heterotrophs in a Mediterranean stream. *Journal of Aquatic Stress and Recovery* **6**, 129-140.
- Schaeffer D. J., Herricks E. E., and Kerster H. W. (1988) Ecosystem Health: I. Measuring Ecosystem Health. *Environmental Management* **12**(4), 445-455.
- Schiemer F. (2000) Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia* **422/423**, 271-278.
- Schmutz S. and Jungwirth M. (1999) Fish as indicators of large river connectivity: the Danube and its tributaries. *Archiv Fur Hydrobiologie*(3), 329-348.

- Schmutz S., Kaufmann M., Vogel B., Jungwirth M., and Muhar S. (2000) A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* **422**, 279-289.
- Schönborn W. (1992) *Fließgewässerbiologie*. Gustav Fischer Verlag, Jena
- Shrader-Frechett K. S. and McCoy E. D. (1993) A Case study: The Florida panther. In *Method in Ecology: Strategies for Conservation*, pp. 198-239. Cambridge University Press.
- Simberloff D. (1998) Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* **83**(3), 247-257.
- Simon T. P. and Lyons J. (1995) Application of the Index of Biotic Integrity to Evaluate Water Resource Integrity in Freshwater Ecosystems. In *Biological Assessment and Criteria* (ed. W. S. Davis and T. P. Simon), pp. 245-262. Lewis Publishers.
- Sládeček V. (1973) System of Water Quality from the Biological Point of View. *Ergebnisse der Limnologie* **7**, 1-218.
- Slocombe D. S. (1998) Defining Goals and Criteria for Ecosystem-Based Management. *Environmental Management* **22**(4), 483-493.
- Soberón J., Rodríguez P., and Vázquez-Dominguez E. (2000) Implications of the Hierarchical Structure of Biodiversity for the Development of Ecological indicators of Sustainable Use. *AMBIO* **29**(3), 136-142.
- SOFIA. (2000) U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, and Geology. Florida Panther.
http://sofia.usgs.gov/virtual_tour/kids/coloring/colorpanther.html.
- Sparks R. E., Bayley P. B., Kohler S. L., and Osborne L. L. (1990) Disturbance and Recovery of Large Floodplain Rivers. *Environmental Management* **14**(5), 699-709.
- Statzner B., Gore J. A., and Resh V. H. (1988) Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Jour. North American Benthological Soc.* **7**(4), 307-360.
- Suter W., Bürgi M., Ewald K. C., Baur B., Duelli P., Edwards P. J., Lachavanne J.-B., Nievergelt B., Schmid B., and Wildi O. (1998) Die Biodiversitätsstrategie als Naturschutzkonzept auf nationaler Ebene. *GAIA* **7**(3), 174-183.
- Tennant D. L. (1976) Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. In *Instream Flow Needs*, pp. 359-375. American Fisheries Society.
- Throp J. H. and DeLong M. D. (1994) The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *OIKOS* **70**(2), 305-308.
- Tockner K. and Ward J. V. (1998) Biodiversity along riparian corridors. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **11**(3), 293-310.
- Townsend C. R. (1996) Concepts in river ecology: pattern and processes in the catchment hierarchy. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **113**(10), 3-21.
- Truffer B., Markard J., Bratrich C., and Wehrli B. (2001) Green Electricity from Alpine Hydropower Plants. *Mountain Research and Development* **21**(1), 19-24.
- U.S. Fish & Wildlife Service. (2001) Florida Panther, Reference Resources.
<http://northflorida.fws.gov/Panther/fla-panther.htm>.

- Uehlinger U. and Naegeli M. W. (1998) Ecosystem metabolism, disturbance, and stability in a prealpine gravel bed river. *J. N. Am. Bent. Soc.* **17**(2), 165-178.
- Ulanowicz R. E. (1986) *Growth and Development - Ecosystems Phenomenology*. Springer-Verlag. New York
- Ulanowicz R. E. (1992) Ecosystem Health and Trophic Flow Networks. In *Ecosystem Health - New Goals for Environmental Management* (ed. R. Constanza, B. G. Norton, and B. D. Haskell), pp. 190-206. Island Press.
- Ulanowicz R. E. (1997) *Ecology, the ascendent perspective*. Columbia University Press. New York
- Ulanowicz R. E. (2000) Ascendancy: A Measure of Ecosystem Performance. In *Handbook of Ecosystem Theories and Management* (ed. S. E. Jorgensen and F. Müller), pp. 303-315. Lewis Publishers.
- Vallentyne J. R. (1992) Salutation. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* **1**, VII.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R., and Cushing C. E. (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **37**, 130-137.
- Verdonschot P. F. M. (2000) Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia* **422/423**, 389-412.
- Vollenweider R. A. (1992) Salutation. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* **1**, vi.
- Ward J. V. (1997) An Expansive Perspective of Riverine Landscapes: Pattern and Process Across Scales. *GAIA* **6**(1), 52-60.
- Ward J. V. (1998) Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* **83**(3), 269-278.
- Ward J. V. and Stanford J. A. (1983a) The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In *Dynamics of Lotic Ecosystems* (ed. T. D. Fontaine and S. M. Bartell), pp. 347-357. Ann Arbor Science.
- Ward J. V. and Stanford J. A. (1983b) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In *Dynamics in Lotic Ecosystems* (ed. T. D. Fontaine and S. M. Bartell), pp. ")-\$". Ann Arbor Science.
- Ward J. V. and Tockner K. (2001) Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* **46**, 807-819.
- Wasserwirtschaft B. L. f. (1996) Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. *Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft* **4**, 1-543.
- Werth W. (1987) Ökomorphologische Gewässerbewertung in Oberösterreich (Gewässerzustandskartierungen). *Österreichische Wasserwirtschaft* **5/6**, 122-128.
- Whithed D., Galatowisch S., Tester J. R., Schilk K., Lehtinen R., and Husveth J. (2000) The importance of local and regional factors in predicting effective conservation - Planning strategies for wetland bird communities in agricultural and urban landscapes. *Landscape and Urban Planning* **49**, 49-65.
- Wieriks K. (2000) The Rhine Experience - The Development of Integrated River Basin Management in north-west Europe. In *Sustainable Management of International Rivers* (ed. T. Bernauer and B. Wehrli). Center for In-

- ternational Studies (CIS) & Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG).
- Wikins D. A. (1999) Assessing ecosystem health. *TREE* **14**(2), 69.
- Willson M. F. and Halupka K. C. (1995) Anadromous Fish as Keystone Species in Vertebrate Communities. *Conservation Biology* **9**(3), 489-497.
- Wilson E. O. (1992) *The Diversity of Life*. The Belknap Press of Harvard University Press. Cambridge
- Wilson E. O. (2000) Interview: Biodiversity at the Crossroads (interviewed by Kris Christen). *Environmental Science & Technology* **34**(5), 123A-128A.
- Wootton J. T., Parker M. S., and Power M. E. (1996) Effects of Disturbance on River Food Webs. *Science* **273**, 1558-1561.
- Wright J. F. (1995) Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology* **20**, 181-197.
- Wright J. F., Blackburn J. H., Westlake D. F., Furse M. T., and Armitage P. D. (1992) Anticipating the Consequences of River Management for the Conservation of Macroinvertebrates. In *River Conservation and Management* (ed. P. J. Boon), pp. 137-149. John Wiley & Sons.
- Xu F.-L., Jorgensen S. E., and Tao S. (1999) Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modelling* **116**, 77-106.
- Yoder C. O. and Smits A. J. M. (1999) Using Fish Assemblages in a State Biological Assessment and Criteria Program: Essential Concepts and Considerations. In *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities* (ed. T. P. Simon), pp. 17-56. CRC Press.
- Young R. G. and Huryn A. D. (1999) Effects of land use on stream metabolism and organic matter turnover. *Ecological Applications* **9**(4), 1359-1376.

Kapitel 3 Konzeptioneller Aufbau

- Bättig C., Knoepfel P., Peter K., and Teuscher F. (1998) Konzept für ein Policy-Monitoring zur Erhaltung der Biodiversität. *Working paper de l'ID-HEAP2/1998*(<http://www.idheap.ch/idheap.nsf/vwBaseDocuments/ldPub01?OpenDocument&Start=1&Count=1000&Expand=3>), 1-37.
- Baumgartner I. (2000) *OE-Prozesse die Prinzipien systemischer Organisationsentwicklung. -Ein Handbuch für Beratende, Gestaltende, Betroffene, Neugierige und OE-Entdeckende*. Haupt. Bern
- Bortz J. and Döring N. (1995) *Forschungsmethoden und Evaluation*. Springer. Berlin
- Brookes A. (1995) River Channel Restoration: Theorie and Practice. In *Changing River Channels* (ed. A. Gurnell and G. Petts), pp. 369-388. John Wiley & Sons.
- Bussmann W. (1995) *Evaluationen staatlicher Massnahmen erfolgreich begleiten und nutzen: Ein Leitfaden*. Verlag Rüegger AG. Chur
- BUWAL. (2002) *Erfolgskontrolle Auen - Stand der Revitalisierungen in den Auengebieten von nationaler Bedeutung*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern

- BWG. (2001) *Hochwasserschutz an Fließgewässern*. Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG). Biel
- Calder I. R. (1999) *The Blue Revolution: Land Use & Integrated Water Resources Management*. Earthscan Publications. London
- Hellstern G.-M. and Wollmann H. (1984a) Evaluierung und Erfolgskontrolle auf der kommunalen Ebene. Ein Überblick. In *Evaluierung und Erfolgskontrolle in Kommunalpolitik und -verwaltung* (ed. G.-M. Hellstern and H. Wollmann), pp. 10-57. Birkhäuser Verlag.
- Hellstern G.-M. and Wollmann H. (1984b) *Evaluierung und Erfolgskontrolle in Kommunalpolitik und -verwaltung*. Birkhäuser Verlag. Basel
- Huppert D. and Kantor S. (1998) Economic Perspectives. In *River Ecology and Management - Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* (ed. R. J. Naiman and R. E. Bilby), pp. 572-595. Springer.
- Kirchhofer A. and Breitenstein M. (2000) *Erfolgskontrolle bei Gewässer-Renaturierungen im Kanton Bern*. Amt für Natur des Kantons Bern. Gümmenen
- Läubli-Loud M. (1997) Leitfaden für die Planung von Projekt- und Programmevaluation. In *Fachbereich Evaluation*, pp. 1-80. Bundesamt für Gesundheit.
- Lehmann R. and Imhof A. (1995) Stand der Fließgewässerrenaturierung in der Schweiz - Eine Umfrage bei den kantonalen Wasserbauämtern. *Ingenieurbiologie* 4, 3-7.
- Marti F. (2001) Erfolgskontrollen von Naturschutzmaßnahmen. In *Erfolgskontrolle von Umweltmaßnahmen - Perspektiven für ein integratives Umweltmanagement* (ed. R. W. Scholz), pp. 65-91. Springer.
- Marti F. and Stutz H. P. B. (1993) *Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz - Literaturgrundlagen und Vorschläge für ein Rahmenkonzept*. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL). Bimensdorf
- Maurer R. and Fridli M. (1999) *Begriffsbildung zur Erfolgskontrolle im Natur- und Umweltschutz*. BUWAL. Bern
- Maurer R., Marti F., and Stapfer A. (1997) *Kontrollprogramm Natur und Landschaft Kanton Aargau - Konzeption und Organisation von Erfolgskontrolle und Dauerbeobachtung*. Baudepartement des Kantons Aargau. Aargau
- Miller D. C. (1991) *Handbook of Research Design and Social Management*. SAGE Publications. London
- Patton M. Q. (1997) *Utilization-Focused Evaluation*. SAGE Publications. Thousand Oaks, CA
- Pedergnana M. (2001) New Public Management am Beispiel der Gemeinde Pfäffikon ZH. In *Gemeindemanagement in Theorie und Praxis*, Vol. Band 8 (ed. C. Lengwiler and S. Käppeli), pp. 85-106. Verlag Rüegger.
- Peters I. and Hillenbrand T. (2001) Vorschlag für eine Methode zur Beurteilung der Nachhaltigkeit technischer Systeme in der Siedlungswasserwirtschaft. In *Bericht der ATV-AG 2.1.2. zur Nachhaltigkeit von Technologien in der Siedlungswasserwirtschaft*.
- Renaturierungsfonds. (2002) Report 1998-2001: Renaturierungsfonds des Kantons Bern,, pp. 1-23. Amt für Natur.
- Rossi P. H., Freeman H. E., and Hofmann G. (1988) *Programm-Evaluation*. Ferdinand Enke Verlag. Stuttgart

- United Nations. (1998) Strategic approaches to freshwater management: report of the Secretary-General. *Economic and Social Council Commission on Sustainable Development, Sixth session*, <http://www.un.org/documents/ecosoc/cn17/1998/ecn171998-2.htm>.
- WCED. (1987) *Our Common Future*. University Press. Oxford
- Zumsteg M. (2000) Erfolgskontrolle für den Auenschutzpark. *Ingenieurbiologie* 1, 29-31.

Kapitel 4 Methodisches Vorgehen

- Bortz J. and Döring N. (1995) *Forschungsmethoden und Evaluation*. Springer. Berlin
- Bramann J. and Dodel J.-H. (2002) Welchen Anforderungen sollen "Beispiele" und "Fallstudien" genügen? [http://www.item.unisg.ch/org/item/web.nsf/SysWebRessources/Forschungsmethodik5_4/\\$FILE/5_zh_pres.pdf](http://www.item.unisg.ch/org/item/web.nsf/SysWebRessources/Forschungsmethodik5_4/$FILE/5_zh_pres.pdf), last access: 22.09.2003.
- BWG. (2003) Das Hydrologische Jahrbuch der Schweiz. <http://www.bwg.admin.ch/service/hydro/pdf/jb02.pdf>; <http://www.bwg.admin.ch/service/hydro/pdf/aufgeh01.pdf>, last access: 09.10.2003.
- Creswell J. W. and Maietta R. C. (2002) Qualitative Research. In *Handbook of Research Design & Social Measurement* (ed. D. C. Miller and N. J. Salkind), pp. 143-197. Sage Publications.
- EAWAG. (2003) Gerinneaufweitungen - eine geeignete Massnahme zur Entwicklung naturnaher Fluss-Systeme?, pp. 1-54. EAWAG.
- Eisenhardt K. M. (1998) Building Theories from Case Study Research. *Academy of Management Review* 14(4), 532-550.
- Elber, Hürlimann, and Niederberger. (1993) Landschaftsentwicklungs-Konzept und Revitalisierung der Inn-Aue San Nicla-Strada, pp. 1-70. Aqua Plus.
- Flick U. (1999) *Qualitative Forschung: Theorie, Methoden, Anwendung in Psychologie und Sozialwissenschaften*. Rowohlt Taschenbuch Verlag. Reinbek bei Hamburg
- Froschauer U. and Lueger M. (2003) *Das qualitative Interview*. WUV-Universitätsverlag. Wien
- Gassmann O. (1999) Praxisnähe mit Fallstudienforschung. *wissenschaftsmanagement* 3, 11-16.
- Glaser B. G. and Strauss A. L. (1967) *The discovery of grounded theory : strategies for qualitative research*. de Gruyter. New York
- Glaser B. G. and Strauss A. L. (1998) *Grounded Theory: Strategien qualitativer Forschung*. Verlag Hans Huber. Bern
- Golder E. (1991) *Die Wiese - ein Fluss und seine Geschichte*. Baudepartement Basel-Stadt, Tiefbauamt. Basel
- Graute S. (2002) Evaluation von Fliessgewässer-Revitalisierungsprojekten unter besonderer Berücksichtigung der Erfolgskontrolle. Diplomarbeit, Fachhochschule Lippe und Höxter, EAWAG.
- Harms S. (2003) *Besitzen oder Teilen. Sozialwissenschaftliche Analyse des Car Sharings*. Rüegger. Zürich

- Hörger C. and Keiser Y. (2003) Verbreitung und Habitatsansprüche der Fische in der Thur unter spezieller Berücksichtigung des Strömers (*Leuciscus souffia*). Diplomarbeit, ETH Zürich.
- Hostmann M., Knutti A., World Wildlife Fund Schweiz, and Schweiz Bundesamt für Wasser und Geologie. (2002) *Befreite Wasser Entdeckungsreisen in revitalisierte Flusslandschaften der Schweiz*. Rotpunktverlag. Zürich
- Huggenberger P. (2001) Wiese-Revitalisierung: Führen die Veränderungen der Sohlenstruktur zu einer Trinkwassergefährdung? *Basler Zeitschrift für Geographie* **42**(1), 63-76.
- Jaag K., Wettstein D., Meyer C., Rotach S., Jaun S., and Joos N. (2003) Erfolgskontrollen bei der Weiderbelebung von Fliessgewässern. *Fallstudie Thur - Perspektiven einer Flusslandschaft*, 5-16.
- Jungwirth M., Muhar S., and Schmutz S. (2002) Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* **47**(4), 867-887.
- Kern K., Bostelmann R., and Hinsenkamp G. (1992) *Naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern*. Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg. Stuttgart
- Konold W. (1994) *Historische Wasserwirtschaft im Alpenraum und an der Donau*. Verlag Konrad Wittwer. Stuttgart
- Küry D. (2001) Die Birs im Spannungsfeld zwischen ökologischen und sozialen Ansprüchen. *Basler Zeitschrift für Geographie* **42**(1), 23-34.
- Leuthold-Hasler B. and Noger P. (1999) Revitalisierung Dorfbach und Klostergraben, Floristische und faunistische Erfolgskontrollen, terrestrischer Teil. Fachgemeinschaft Ökologie, Umwelt, Natur (FÖN).
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz). (1995) *Naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern*. LfU. Karlsruhe
- Markard J. (2003) Liberalisierung des Elektrizitätsmarktes und ökologische Innovationen. Dissertation Nr. 15295, ETHZ.
- Mayring P. (2002a) *Einführung in die qualitative Sozialforschung*. Beltz Verlag. Weinheim, Basel
- Mayring P. (2002b) *Qualitative Sozialforschung*. Beltz Verlag. Weinheim
- Mayring P. (2003) *Qualitative Inhaltsanalyse*. Beltz Verlag. Basel
- Meuser M. and Nagel U. (1991) ExpertInneninterviews - vielfach erprobt, wenig bedacht. In *Qualitativ-empirische Sozialforschung: Konzepte, Methoden, Analysen* (ed. D. Graz and K. Kraimer). Westdeutscher Verlag.
- Mieg H. A. (2001) Experteninterviews: Eine Einführung und Anleitung. MUB (Professur Mensch-Umwelt-Beziehungen).
- National Park Service. (2002) Park Profile - Olympic National Park, pp. 1-2. U.S. Department of the Interior.
- Österreich Lexikon. (2003) Drau.
<http://www.aeiou.at/aeiou.encycloped.d/d830588.htm>
http://mo.ktn.gv.at/abt18/Drau/html/brochure_txt/phasen_txtne_d.htm
 (last access: Oct. 2003).
- ÖWAV. (1998) Mitteilungen des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes,. In *Sonderheft zum Gewässerbetreuungskonzept Obere Drau*, pp. 1-96. ÖWAV.
- Salathé H. W. (1997) *Der Thur auf der Spur*. Monbijour-Verlag. Sulgen

- Salathé R. (2000) *Die Birs: Bilder einer Flussgeschichte*. Verlag des Kantons Basel-Landschaft. Liestal
- Schibli M. and Schaubhut R. (2000) Bachrenaturierung des Altdorfer Giessen: Wahrnehmung und Bewertung der Bevölkerung, ETH Zürich.
- Schneider-Jacoby M. (1996) *Drau und Mur - Leben durch Flußdynamik*. Naturerbe Verlag Jürgen Resch. Überlingen
- Scholz R. W. and Tietje O. (2002) *Embedded case study methods integrating quantitative and qualitative knowledge*. Sage publications. London
- Thommen M. (1999) Mehr Raum für die Flüsse – nach dem Hochwasser erst recht. *Umweltschutz* 3(http://www.umweltschweiz.ch/buwal/de/medien/umwelt/1999_3/unterseite10/) (last access 12/2003).
- Van Wezemaal J. (2002) Qualitative und quantitative Forschung. http://www.geo.unizh.ch/econo/teaching/vorlesungen/Abstracts/qual_versus_quan.pdf last access: 17.09.2003.
- Widmer P. (1999) Fischökologische Analyse des revitalisierten Giessens bei Altdorf t. Diplomarbeit, ETH Zürich.
- WWF. (2001) Neues Leben für die Drau. <http://panda.wwf.at/dellach.html> (last access: 09/2003).
- Yin R. K. (1994) *Case study research design and methods*. SAGE publications. Thousand Oaks etc.
- Zaugg M. (2003) Mehr Raum den Fließgewässern - Der Weg zu einem nachhaltigen Hochwasserschutz. *GAIA* 12(3), 201-207.

Kapitel 5 bis 9 Empirie

- Allen E. B., Covington W. W., and Falk D. A. (1997) Developing the conceptual basis for restoration ecology. *Restoration Ecology* 5(4), 275-276.
- Arrow K. (1993). Report of the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Panel on Contingent Valuation. U.S. Federal Register 58 (10): 4601-4616.
- Barbour M. T., Gerritsen J., Snyder B. D., and B. S. J. (1999) *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition*. Environmental Protection Agency (EPA); Office of Water. Washington, D.C.
- Bash J. S. and Ryan C. M. (2002) Stream restoration and enhancement projects: Is anyone monitoring? *Environmental Management* 29(6), 877-885.
- Baumeler M., Debrunner R., Nigg P., Poncini C., and Zschokke M. (2003) Vorstellungen der Bevölkerung zur Flussrevitalisierung in Weinfeldern und Bürgeln. *Fallstudie Thur - Perspektiven einer Flusslandschaft*, 27-39.
- Beckmann J. and Keck G. (1999) *Beteiligungsverfahren in Theorie und Anwendung*. Rudolf-Sophien-Stiftung GmbH. Stuttgart
- Brans J.P., V. P. and Mareschal B. (1986) "How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method." *European Journal of Operational Research* 24: 228-238.

- Brinson M. M. and Rheinhardt R. (1996) The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation. *Ecological Applications* **6**(1), 69-76.
- Bundi U., Peter A., Frutiger A., Hütte M., Liechti P., and Sieber U. (2000) Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. *Hydrobiologia* **422/423**, 477-487.
- BUWAL. (1990) *Handbuch Umweltverträglichkeitsprüfung UVP*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern
- BUWAL. (1998) *Modul-Stufen-Konzept*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- CEQ and EOP. (1997) The National Environmental Policy Act - A Study of Its Effectiveness After Twenty-five Years (Council on Environmental Quality & Executive Office of the President).
<http://ceq.eh.doe.gov/nepa/nepa25fn.pdf>, last access: Nov. 2003.
- Chess C. and Purcell K. (1999) Public Participation and Environment: Do We Know What Works? *Environmental Science & Technology* **33**(16), 2685-2692.
- DEESH. (1998) Effective Public Participation under the National Environmental Policy Act (U.S. Department of Energy, Environment, Safety and Health, Office of NEPA Policy and Assistance).
<http://tis.eh.doe.gov/nepa/tools/guidance/pubpart2.html>, last access: Nov 2003.
- Downs P. W. and Kondolf G. M. (2002) Post-project appraisals in adaptive management of river channel restoration. *Environmental Management* **29**(4), 477-496.
- Dukes E. F. and Firehock K. (2001) *Collaboration: A Guide for Environmental Advocates*. The National Audubon Society, The University of Virginia, The Wilderness Society, Charlottesville
- EAWAG. (2002) Rhone-Thur-Projekt. <http://www.rhone-thur.eawag.ch/>, last access: Nov. 2003.
- Ehrenfeld J. G. (2000) Defining the limits of restoration: The need for realistic goals. *Restoration Ecology* **8**(1), 2-9.
- EU. (2000) *Richtlinie 2000/60 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. Rat der Europäischen Union. Brüssel
- Finlayson P. (1999) Strategic Planning: The Logical Framework Approach. Are conventional planning processes fully effective?
http://www.pmsa.com.au/White%20Pages/AIAST_LFA.pdf, last access: December 2003.
- Hart D. D. (2002) Roles for scientists in community-based ecological restoration. *Bioscience* **52**(8), 643-643.
- Hobbs R. J. and Harris J. A. (2001) Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* **9**(2), 239-246.
- Hoekstra J. M., Clark J. A., Fagan W. F., and Boersma P. D. (2002) A comprehensive review of Endangered Species Act recovery plans. *Ecological Applications* **12**(3), 630-640.
- Hübler K.-H. and Zimmermann K. O. (1993) *Bewertung der Umweltverträglichkeit*. Eberhard Blottner Verlag. Taunusstein
- Hunt C. E. (2000) New approaches to river management in the United States of America. In *New approaches to river management* (ed. A. J. M.

- Smits, P. H. Nienhuis, and R. S. E. W. Leuven), pp. 119-139. Backhuys Publishers.
- Huppert D. and Kantor S. (1998) Economic Perspectives. In *River Ecology and Management - Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* (ed. R. J. Naiman and R. E. Bilby), pp. 572-595. Springer.
- Infraconsult AG. (1999) *Kosten und Nutzen im Natur- und Landschaftsschutz Monetarisierungs- und Beurteilungsmodell für Schutzmassnahmen im Verkehr*. Programmleitung NFP 41 (Nationales Forschungsprogramm "Verkehr und Umwelt Wechselwirkungen Schweiz-Europa"). Bern
- Jacobs B. (2002) Results focused Project Cycle Management using the Logical Framework.
http://www.haznet.org.uk/hazs/hazmap/nstaff_logframe-slides-apr02.pdf, last access: December 2003.
- Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Muhar S., and Schmutz S. (2003) *Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern*. facultas. Wien
- Keeney, R. L. (1992) *Value-focused thinking: A path to creative decisionmaking*. Harvard. Cambridge
- Keeney, R. L. and Howard R. (1976) *Decisions with Multiple Objectives*. Wiley. New York
- Lake P. S. (2001) On the maturing of restoration: Linking ecological research and restoration. *Ecological Management & Restoration* **2**(2), 110-115.
- Lake P. S., Downes B. J., and Glaister A. (2002) Restoration ecology in flowing waters - problems and prospects. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **28**, 501-503.
- Lamy F., Bolte J., Santelmann M., and Smith, C. (2002) Development and evaluation of multiple-objective decision-making methods for watershed management planning. *Journal of the American Water Resources Association* **38**, 517-529.
- Lavendel B. (2002) The Business of Ecological Restoration. *Ecological Restoration* **20**(3), 173-178.
- Llewellyn D. W., Shaffer, G. P., Craig, N. J., Creasman, L., Pashley, D., Swan, M., and Brown, C. (1996) A decision-support system for prioritizing restoration sites on the Mississippi river alluvial plain. *Conservation Biology* **10**, 1446-1455.
- Marti F. (2001) Erfolgskontrollen von Naturschutzmaßnahmen. In *Erfolgskontrolle von Umweltmaßnahmen - Perspektiven für ein integratives Umweltmanagement* (ed. R. W. Scholz), pp. 65-91. Springer.
- Maurer R. and Fridli M. (1999) *Begriffsbildung zur Erfolgskontrolle im Natur- und Umweltschutz*. BUWAL. Bern
- Muhar S., Schmutz S., and Jungwirth M. (1995) River restoration concepts - goals and perspectives. *Hydrobiologia* **303**, 183-194.
- NEPA. (1969) The National Environmental Policy Act of 1969.
<http://ceq.eh.doe.gov/nepa/regis/nepa/nepaeqia.htm>, last access: Nov. 2003.
- Palmer M. A., Ambrose R. F., and Poff N. L. (1997) Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* **5**(4), 291-300.
- Plafkin J. L., Barbour M. T., Porter K. D., Gross S. K., and Hughes R. M. (1989) Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. *EPA 444/4-89-001*, 1-90.

- Rogers K. (1998) Managing Science/Management Partnerships: A Challenge of Adaptive Management. *Conservation Ecology* [online] 2(2: R1), Available from the Internet. URL: <http://www.consecol.org/vol2/iss2/resp1>.
- Rosgen D. L. (1994) A Classification of Natural Rivers. *Catena* **22**(3), 169-199.
- Roux D. J., Kleynhans C. J., Thirion C., Hill L., Engelbrecht J. S., Deacon A. R., and Kemper N. P. (1999) Adaptive assessment and management of riverine ecosystems: The Crocodile/Elands River case study. *Water SA* **25**(4), 501-511.
- Saaty, T. L., Vargas, L. G (2001) *Models, Methods, Concepts and Applications of the Analytic Hierarchic Process*. Kluwer. Boston
- Saldanha C. D. and Whittle J. F. (1998) *Using the Logical Framework for Sector Analysis and Project Design: A User's Guide*. Asian Development Bank.
http://www.adb.org/Documents/Guidelines/Logical_Framework/logical.pdf (last access: December 2003)
- Schibli M. and Schaubhut R. (2000) Bachrenaturierung des Altdorfer Giessen: Wahrnehmung und Bewertung der Bevölkerung, ETH Zürich.
- Schmid W. A. and Hersperger A. M. (1995) *Ökologische Planung und Umweltverträglichkeitsprüfung*. Hochschulverlag AG an der ETH Zürich. Zürich
- Schönbäck W., Kosz, M., and Madreiter T. (1997) *Nationalpark Donauauen: Kosten-Nutzen-Analyse*. Springer. Wien
- ten Brink P., Monkhouse C., and Richartz S. (2002) Promoting the Socio-Economic Benefits of Natura 2000. Background Report for the European Conference on 'Promoting the Socio-Economic Benefits of Natura 2000'.
<http://www.panda.org/downloads/europe/natura2000socioeconomicbenefitscolour.pdf>(Institute for European Environmental Policy (IEEP)), last access: Nov. 2003.
- US Army Corps of Engineers. (2000) Planning Guidance Notebook (ER 1105-2-100).
http://www.spd.usace.army.mil/cwpm/public/plan/pdguide/general/index_1105.htm, last access: Nov. 2003.
- USA Congress. (1973) Endangered Species Act of 1973.
http://resourcescommittee.house.gov/105cong/reports/105_c/esaidx.htm
http://resourcescommittee.house.gov/105cong/reports/105_c/esa73.pdf Senate and House of Representatives of the United States of America, 1-49.
- van Diggelen R., Grootjans A. P., and Harris J. A. (2001) Ecological restoration: State of the art or state of the science? *Restoration Ecology* **9**(2), 115-118.
- Vatn, A. and Bromley, D. W. (1995). Choices without prices without apologies. In *The Handbook of Environmental Economics* (ed D. W. Bromley), pp. 3-25. Basil Blackwell.
- Verdonschot, P. F. M., and Nijboer, R. C. (2002) Towards a decision support system for stream restoration in the Netherlands: an overview of restoration projects and future needs. *Hydrobiologia* **478**, 131-148.
- Walters C. (1997) Challenges in adaptive management of riparian and coastal ecosystems. *Conservation Ecology* [online] 1(2), Available from the Internet. URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss2/art1>.

Anhang

Anhang 1:

Leitfaden zur Evaluation und Erfolgskontrolle mit Expertinnen und Experten mit langjähriger Erfahrung („alte Hasen“ des Fließgewässer Managements)

Einführung: Wie komme ich auf das Interviewthema:

- Renaturierung wurde letzten Jahrzehnt zu einer Hauptaufgabe im Gewässerschutz
- Nicht nur in der Schweiz sondern auch weltweit wird inzwischen sehr viel finanzieller, technischer und personeller Aufwand betrieben, um Fließgewässer zu sanieren
- Insgesamt nur sehr wenig bekannt über gute Projekte oder den Erfolg der einzelnen Massnahmen
- Manche Studien in den USA sprechen hingegen von Misserfolgsraten, die bis zu 60% erreichen. Andere behaupten, nur 1/5 der Projekte könne als vollständig erfolgreich betrachtet werden.
- Dissertation will diese Frage klären und Vorschlag zur Evaluation von Revitalisierungsprojekten erarbeiten.
- Was führt mich zu Ihnen?
- Frage: Aufnahme auf Band OK?

1. Allgemeines:

- Was sind Ihrer Erfahrung nach die wichtigsten Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte im Fließgewässer Management?
- Wo liegen Ihrer Erfahrung nach die grössten Stolpersteine, bei der Umsetzung der Massnahmen?
- Wenn Sie an die aus Ihrer Sicht erfolgreichen Projekte denken, warum liefen diese Projekte gut?

2. Ziele:

- Wie sollten die Ziele ihrer Erfahrung nach formuliert sein?
Was sind wichtige Kennzeichen einer guten Zielsetzung?
- Wenn Sie auf Ihre lange Erfahrung im Fließgewässer Management zurückblicken, was würden Sie sagen, war die Hauptmotivation oder Auslöser für die Revitalisierungsprojekte?

3. Konflikt: Schutz und Nutzen / Rolle der Öffentlichkeit

- Wenn Sie zurückblicken, wie wichtig ist Ihrer Erfahrung nach der Einbezug der Bevölkerung oder der Interessengruppen in den Planungs- und Umsetzungsprozess ?

Falls wichtig:

- Wie sollte ein solcher Prozess gestaltet sein?
- Haben sie eine etablierte Strategie, um Interessengruppen möglichst gut in den Projektprozess einzubinden?
- Wer sollte einbezogen? Ab welchem Zeitpunkt sollte die Bevölkerung eingebunden?
- Wie wichtig ist Ihrer Erfahrung nach eine intensive Öffentlichkeitsarbeit und Ausbildung der Bevölkerung ?
- Hat sich der Aufwand gelohnt, warum?

Falls unwichtig:

- Wie sollte der Einbindungsprozess gestaltet sein, damit er besser funktioniert?
- Würden Sie die Bevölkerung in Zukunft mehr einbinden? Warum?
- Wer sollte einbezogen? Ab welchem Zeitpunkt sollte die Bevölkerung eingebunden?
- Wie wichtig ist Ihrer Erfahrung nach eine intensive Öffentlichkeitsarbeit und Ausbildung der Bevölkerung ?

4. Datengrundlage:

- Was ist Ihrer Meinung nach wichtig, damit im Vorfeld eine gute Datenbasis vorliegt?
- Liegen Ihrer Erfahrung nach häufig ältere Daten zur Ausgangssituation vor?
- Wie wird in der Regel mit den ökologischen Untersuchungen umgegangen, werden die Untersuchungen generell auch vor der Umsetzung der Revitalisierungsmassnahmen durchgeführt?

Falls ja:

- Welche Untersuchungen?
Von wem?

Falls nein:

- Weshalb werden wenig oder keine Untersuchungen durchgeführt?

5. Projektvarianten:

- Entsprechend Ihrer bisherigen Erfahrung: Wie sollten unterschiedliche Projektvarianten bei einem Revitalisierungsprojekt ermittelt werden?
- Wer sollte bei der Auswahl von Projektvarianten einbezogen werden?
- Falls nicht selbst erwähnt:
Haben Sie Erfahrungen mit Computer gestützten Entscheidungshilfen, Einfluss-Wirkungs-Modelle, DSTs oder ähnlichem?

Falls ja:

- Welche Art von Hilfsmittel kennen Sie persönlich? (DSS, Prognosemodelle...)

Falls nein:

- Warum glauben Sie ist die Unterstützung von Entscheidungshilfe Tools bis heute kein Thema im Bereich der Fließgewässer Revitalisierung?
- Hat sich der Einsatz dieser Mittel gelohnt?

6. Umsetzungsprozess

- Wenn sie auf Ihre langjährige Erfahrung zurückblicken, was ist beim Umsetzen der Projekte wichtig?
- Wie „reibungsfrei“ verläuft ihrer Erfahrung die Umsetzung?

Falls Prima, konfliktfrei oder reibungslos:

- Was sind die wichtigsten Gründe, für eine gute Zusammenarbeit?
- Was würden Sie anderen Projekten raten, um Konflikte bereits im Vorfeld zu umgehen?

Falls eher schwierig & Konflikt beladen:

- Wo konkret kommt es häufig zu konfliktreichen Situationen?
- Was waren Ihrer Meinung nach die Gründe dafür?
- Gibt es Dinge, die in Zukunft anders machen würden? Falls ja was genau?
- Wo lagen aus Ihrer Sicht insgesamt die grössten Konfliktpotentiale bei der Umsetzung der Projekts? Gäbe es Möglichkeiten diese Konflikte zu umgehen oder zu minimieren?

7. Projektsteuerung

- Was ist ihrer Erfahrung nach wichtig, dass ein gutes Begleitprogramm (Monitoring/Erfolgskontrolle) durchgeführt werden kann?
- Ist es heute eher ein allgemeiner Standard, dass während und nach Umsetzung der Massnahmen ein Monitoring durchgeführt wird?

Falls ja:

- Welche Untersuchungen werden i.d.R. durchgeführt?
- Auf welchen Zeithorizont ist dies ausgelegt?
- Routinemässiges Monitoring?

Falls nein:

- Aus welchen Gründen wurden keine Untersuchungen durchgeführt?

8. Persönliche Erfahrung

- Was ist Ihr persönliches Geheimnis, um den Erfolg von Fliessgewässer Revitalisierungsprojekten zu verbessern?
- Wenn Sie es in einen Satz packen müssten: was sollten oder können andere Projekte aus Ihren Erfahrung lernen?
- Was ist ihre persönliche Motivation sich für die Fliessgewässer, für Revitalisierung usw. einzusetzen. Was bewegt sie persönlich?

Anhang 2:

Leitfaden zur Evaluation und Erfolgskontrolle bei konkreten Fließgewässer Revitalisierungen (Befragung zu 15 Fallbeispielen)

Allgemeiner Hintergrund: Eckdaten zur Charakterisierung / Typologie der Projekte
(Diese Informationen sollten soweit wie möglich aus schriftlichen Dokumenten gewonnen werden und nur die Lücken aus Interviewdaten).

Gewässer:

- Name des Gewässers
- Flussordnungszahl / Grösse des Gewässers
- Gewässertyp (alpin, Mittelland, Tiefland)
- Höhenlage
- Fließcharakter (Restwasserstrecke...)

Dauer:

- Wie lange dauerte das Projekt von Beginn der Planung bis zur Fertigstellung der Massnahmen (Jahre)?
- Wann wurde das Projekt offiziell abgeschlossen?
- Gibt es weitere Unterhaltsmassnahmen? (Falls ja, wer ist verantwortlich?)

Räumlicher Umfang:

- Welche räumliche Ausdehnung hatte es (Fläche, Fließkilometer)?
- Lage der Massnahme (Ortschaft, Kulturlandschaft, Naturlandschaft?)
- Kennzeichnung (Topokarte)

Planung

- Welche Behörden hatten die Hauptverantwortung für die Projektplanung?
- Welche privaten Stellen wurden mit der Planungsaufgaben beauftragt?
- Wer brachte das gewässerökologische Know-how ein?

Durchführung:

- Welche baulichen oder betrieblichen Verbesserungsmassnahmen wurden durchgeführt?
- Wie wurden die Massnahmen umgesetzt? (Bagger, Eigendynamik...)
- Wer hatte die verantwortliche Projektleitung (Büro, Fachstelle etc.)

Finanzen:

- Wie gross war der finanzielle Rahmen Welche %-Anteile der Gelder gingen in Untersuchungen (Bestandsaufnahme, Modelle, Monitoring etc.), in bauliche Massnahmen und in Öffentlichkeitsarbeit?
- Wer finanzierte das Projekt? (Gab es Fördermittel?)

Dokumente:

- Bilddokumentation (Fotos, digitale Fotos, Broschüren...)
- Karten etc.

Hauptthemen des Interviews (zu Orientierung, nicht als konkrete Fragen gedacht):

1. Umgang mit der Zielsetzung (erklärende Variable)
Waren die Ziele adäquat gewählt, hinreichend und operationalisierbar formuliert?
2. Konflikt Schutz und Nutzung / Rolle der Öffentlichkeit (erklärende Variable)
Wurde die Bevölkerung und die Interessengruppen optimal informiert und in den Entscheidungsprozess eingebunden?
3. Erfassung des ökologischen Zustands: Datengrundlage vor Durchführung der Massnahmen (erklärende Variable)
Lag eine ausreichende Datengrundlage vor, um die Veränderungen der Massnahmen zu dokumentieren, wurden aussagekräftige Indikatoren gewählt?
4. Auswahl von Projektvarianten (erklärende Variable)
Wurden optimale Varianten unter Berücksichtigung der wichtigsten Interessengruppen gewählt?
5. Praktischer Umsetzungsprozess (erklärende Variable)
Wie war die Betreuung vor Ort und die Zusammenarbeit der betroffenen Projektleitung, Ämter und Büros?
6. Projektsteuerung (erklärende Variable)
Wurden begleitende und nachträgliche Untersuchungen durchgeführt, um ein adaptives Management zu etablieren?
7. Zielerreichung (Erfolgsvariable)
Konnten die selbst gesteckten Projektziele erreicht werden?
8. Wirkung der Massnahmen (Erfolgsvariable)
Gibt es eine dauerhafte Erfassung der Daten auch über die Umsetzung der Massnahmen hinaus (Monitoring als Grundlage für die Erfolgskontrolle?) Gab es eine ökologische Verbesserung, die beständig sind und in kausalem Zusammenhang zu den Massnahmen steht?
9. Effizienz des Projekts (Erfolgsvariable)
Wurden die zur Verfügung stehenden Mittel (Zeit, Finanzen, Personen) effizient eingesetzt ?

1. Ziele:

- Was war der Auslöser für das Projekt?
- Wie wurden die Ziele entwickelt?
- Welches primäre Ziel wurde mit dem Projekt verfolgt?(gab es eine Prioritätenliste?)

Welchen Stellenwert hatten ökologische Zielsetzungen im Rahmen des Projektes:

- ausschliesslich ökologische Zielsetzung
- überwiegend ökologische Zielsetzung
- gleichrangige Stellung mit anderen Zielen
- keine explizite Stellung

- Waren die Projektziele zu Beginn eher allgemein gehalten oder wurden klar definierte Indikatoren und Sollwerte festgelegt? (d.h. für uns intern: waren die Ziele überhaupt operationalisierbar formuliert oder nur vage)?

Klar:

- Trifft dies für ökologische und wasserbauliche Aspekte zu?
- Anhand von welchen Indikatoren sollten die Ziele gemessen werden?

Eher allgemein:

- Wie sind sie dann vorgegangen, um zu überprüfen, ob die von Ihnen gesteckten Ziele erfüllt wurden?

- Gibt es zusätzliche Ziele, die Sie aufgrund Ihrer bisherigen Erfahrung in einem Folgeprojekt bereits zu Beginn eines Revitalisierungsprojekts anvisieren würden?

2. Konflikt Umsetzung / Schutz und Nutzen / Rolle der Öffentlichkeit

- Ist die Bevölkerung oder sind Interessengruppen in den Planungs- und Umsetzungsprozess einbezogen worden?

Falls ja:

- Wer wurde einbezogen?
- Wie sind Sie in der Praxis vorgegangen? (Methode?)
- Ab welchem Zeitpunkt wurden die Interessengruppen/Bevölkerung eingebunden?
- Welchen Einfluss hatten die Gruppen?
- Sind zusätzliche Informationen für die Bevölkerung vorgesehen (Lehrpfad, öffentliche Führungen etc.?)
- Hat sich der Aufwand einer aktiven Einbindung gelohnt, warum?
- Welchen finanziellen und zeitlichen Anteil schätzen Sie hatten diese Untersuchungen im Gesamtbudget?

Falls nein:

- Hat sich diese Umsetzungspraxis aus Ihrer Sicht bewährt oder würden Sie die Bevölkerung in Zukunft mehr einbinden? Warum?

3. Datengrundlage:

- **Wurden bereits vor der Umsetzung der Revitalisierung ökologische Untersuchungen durchgeführt oder lagen ältere Daten zur Ausgangssituation vor?**

Falls ja:

- Welche Untersuchungen wurden konkret durchgeführt? Von wem?
- Wurden Indikatoren verwendet um den Ausgangszustand zu bemessen? Welche? (biologische, morphologische, hydrologische, chemisch-physikalische, strukturelle, funktionelle etc.)
- Welche älteren Daten lagen vor? Von wann? Wie lange wurden die Untersuchungen durchgeführt?
- Waren die Indikatoren auf eine spätere Erfolgskontrolle ausgerichtet?
- Welchen finanziellen und zeitlichen Anteil schätzen Sie hatten diese Untersuchungen im Gesamtbudget?

Falls nein:

- Weshalb wurden zuvor keine Untersuchungen durchgeführt?
- Hat sich das Vorgehen im Nachhinein irgendwann als problematisch erwiesen? Warum?
- Auf welche Erfahrungen hat man sich bei der Erarbeitung des Projekts gestützt?

- **Wurden neben der Untersuchungsstrecke noch zusätzliche Referenzstrecken untersucht?**

Falls ja:

- Nach welchen Kriterien wurden diese ausgewählt?
- Wie intensiv und nach welchen Parametern wurden die Referenzstrecken beprobt?

Falls nein:

- Weshalb wurden keine Referenzstrecken untersucht?
- Hatte dies einen Einfluss auf die Umsetzung der Verbesserungsmaßnahmen? Welche?

4. Projektvarianten:

- **Wurden verschiedene Projektvarianten zur Erfüllung der Zielsetzung studiert/diskutiert?**

Falls ja:

- Wie wurde die aktuelle Variante ausgewählt?
- Wer war daran beteiligt?
- Welche Rolle spielten finanzielle, ökologische oder wasserbauliche Aspekte bei der Auswahl?
- Wurden Hilfsmittel verwendet, um sich für eine Alternative zu entscheiden? Welche?
- Wurden als Hilfsmittel Einfluss-Wirkungs-Modelle, DSS etc verwendet? Hat sich der Einsatz dieser Mittel gelohnt?

Falls nein:

- Weshalb wurde auf die Ausarbeitung von Varianten verzichtet?
- Wer hat die Vorgaben für das Projekt definiert?

5. Umsetzungsprozess:

- **Wie „reibungsfrei“ verlief die Zusammenarbeit auf der Baustelle und zwischen den Planungsbehörden, den Planungs- oder Ingenieurbüros und den Baufirmen vor Ort?**

Prima, Konflikt frei oder reibungslos

- Was sind Ihrer Meinung nach die wichtigsten Gründe, dass diese Zusammenarbeit so gut geklappt hat
- Was würden Sie anderen Projekten raten, um mögliche Konflikte bereits im Vorfeld zu umgehen?

Eher schwierig & Konflikt beladen:

- Wo konkret kam es zu konfliktreichen Situationen?
- Was waren Ihrer Meinung nach die Gründe dafür?
- Gibt es Dinge, die Sie aufgrund dieser Erfahrung in Zukunft anders machen würden? Falls ja was genau?

- **Wie wurde die Baustelle fachlich betreut?**
- **Wie waren die Projekt organisiert?**
- **Wenn Sie die Situation zusammenfassen müssten: Wo lagen aus Ihrer Sicht die grössten Konfliktpotentiale bei der Umsetzung des Projekts?**
- **Gäbe es Möglichkeiten diese Konflikte zu umgehen oder zu minimieren?**

6. Projektsteuerung:

- **Wurden während und nach der Umsetzung der Massnahmen weitere Untersuchungen durchgeführt, um die Wirkung der Massnahmen in Bezug auf die Gewässerökologie kontrollieren und zu dokumentieren oder ist dies geplant ?**

Falls ja:

- Welche Untersuchungen wurden durchgeführt? Von wem?
- Welche Indikatoren/ Parameter werden erfasst?
- Standen diese Indikatoren zu Beginn der Untersuchungen bereits fest oder haben sie sich erst im Nachhinein als hilfreich ergeben?
- Wie oft und über welchen Zeitraum werden die Untersuchungen durchgeführt?
- Wer führte die Untersuchungen durch und wer wertet die Daten aus?
- Ab wann wurden die Untersuchungen durchgeführt und wie lange?
- Waren diese Untersuchungen für Ihren Auftrag im Budget enthalten?
- Welchen finanziellen und zeitlichen Anteil schätzen Sie hatten diese Untersuchungen im Gesamtbudget?

Falls nein:

- Gibt es Gründe warum keine Untersuchungen durchgeführt werden?
- Wird der Einfluss der Massnahmen anders dokumentiert?
- Würden Sie eine solche Untersuchung für nachfolgende Projekte wünschen?
- Sollten die Auftraggebenden eine solche Untersuchung explizit fordern, warum?
- Welches wären Ihrer Erfahrung nach die wichtigsten Indikatoren, um einen solchen Zusammenhang zu bestimmen

7. Ökologische Wirkung der Massnahmen:

- **Konnten die ursprünglichen ökologischen Projektziele erfüllt werden?**

<i>Alle Ziele wurden erreicht:</i>	<i>Ziele konnten nur zum Teil erreicht:</i>	<i>Ziele konnten mehrheitlich nicht erreicht werden</i>	<i>Ziele wurden überhaupt nicht auf Ihre Erfüllung überprüft</i>
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Wie wurde dies dokumentiert und publik gemacht? ▪ Was waren die Gründe für Ihr Erfolgskonzept? ▪ Belegen die Ergebnisse Verbesserungen in den Bereichen Morphologie /Habitat Hydrologie und biologische Verbesserungen? ▪ Wo sind die entsprechenden Daten einsehbar? ▪ Waren die Verbesserungen dauerhaft? 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Welche Ziele konnten zu welchem Ausmass erreicht werden? ▪ Wie wurde dies dokumentiert und publik gemacht? ▪ Welche Ziele konnten nicht erfüllt werden? Wo lagen die Schwierigkeiten? (interne, externe, beides? Fehler bei der Koordination?) ▪ Wo sind die entsprechenden Daten einsehbar? ▪ Waren die Verbesserungen dauerhaft? ▪ Über welche Ziele liegen noch keine Daten vor? Warum? 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Was war der Hauptgrund, dass die Ziele nicht erfüllt werden konnten? (interne, externe, beides? Fehler bei der Koordination?) ▪ Hätte an einer Stelle des Projektablaufs anders entschieden werden müssen? ▪ Gibt es für nachfolgende Projekte etwas, was Sie aus dieser Erfahrung lernen konnten und daher anders machen würden? 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Warum wurde darauf verzichtet?
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Wurden neben den ursprünglichen Zielen noch weitere positive Entwicklungen bemerkt/dokumentiert? 			

8. Effizienz der Projekte

- **Konnte das Projekt im geplanten Rahmen der zur Verfügung stehenden Ressourcen durchgeführt werden (unter zeitlichen und finanziellen Aspekten und mit der vorhandenen Information, bitte mit zusätzlichem Projektmaterial belegen, falls Unterlagen noch nicht vorhanden)?**

Falls ja:

- Was war ihr Erfolgsrezept?

Falls nein:

- Was führte zu den Verzögerungen?
- Hatten unvorhersehbare Einflüsse einen sehr grossen Einfluss?
- Gab andere Schwierigkeiten (z.B. politischen Widerstand)?
- Konnten diese gelöst werden, wie?

9. Akzeptanz des Projekts?

- **Wie waren die Reaktion auf das Projekt aus?**
- **Ist das Projekt in der Öffentlichkeit und bei den Interessenvertreter/innen auf positive oder negative Resonanz oder Akzeptanz gestossen?**
- **Gibt es hierzu Hintergrundmaterial (Zeitung, TV, Bürgerinitiativen etc.)?**

Falls positiv

- Warum glauben sie kommt das Projekt so gut an?
- Wie haben sie die positive Resonanz wahrgenommen?
- Gab es Folgeaktivitäten? Welcher Art?

Falls negativ:

- Was sind aus Ihrer Sicht Gründe für die Ablehnung des Projekts?
-
- Gibt es Dinge, die sie deshalb heute anders machen würden?
- Wie könnte Ihrer Meinung nach die Akzeptanz gesteigert werden?

10. Persönliche Motivation?

- **Was ist ihre persönliche Motivation sich für die Fliessgewässer, für Revitalisierung usw. einzusetzen. Was bewegt sie persönlich?**

Lebenslauf

- 1967 Geboren am 24. Oktober in Ulm/Söflingen, Deutschland
- 1975 - 1978 Eduard-Mörrike Grundschule, Blaustein
- 1984 - 1987 Gymnasium St. Hildegard, Ulm
Gymnasium der Valckenburgschule, Ulm
- 1987 - 1994 Biologiestudium an der Universität Konstanz, Schwerpunkt Limnologie
- 5/94 Diplomarbeit an der Universität Konstanz (D) und der EAWAG in Kastanienbaum (CH) zum Thema „Ökomorphologie und Biologie der Engelberger Aa: Zustandsbewertung und Renaturierungsvorschläge“
- 1995 - 1997 Aufbaustudium Journalistik an der Universität Hohenheim
- 3/95 - 7/95 Freie Projektmitarbeit am Zoologischen Institut der Universität Hohenheim. Benthische Untersuchungen im F&E-Vorhaben „Ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern“.
- 11/95 - 1/96 Wissenschaftliche Mitarbeiterin des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung/Bremerhaven. Untersuchungen zur Primärproduktion im Rahmen der Joint Global Ocean Flux Studies (JGOF's) während der Sommer Antarktisexpedition auf dem Forschungsschiff Polarstern.
- 9/96 - 5/97 Wissenschaftliche Mitarbeiterin im Projekt „integrierte ökologische Fließgewässerbewertung“ am Zoologischen Institut der Universität Hohenheim.
- 6/94 - 3/97 Freie wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart im Projekt „Simulationsmodell zur Beurteilung ökologischer Auswirkungen von Mindestwasserregelungen“.
- 7/97 - 8/99 Wissenschaftliche Mitarbeiterin an der EAWAG im Projekt „Ökostrom“. Seit 4/98 Mitglied des Projektleitungsgremiums sowie Leiterin der Arbeitsgruppe Bewertung, dabei verantwortlich für die Entwicklung des *greenhydro* Verfahrens zur Zertifizierung grüner Wasserkraftanlagen. Von 7/97 bis 3/98 in der Projektleitung des Pilotprojekts.
- 9/99 - 2/04 Dissertation an der ETH Zürich und der EAWAG Kastanienbaum; Teilzeitanstellung im Projekt „Ökostrom“ an der EAWAG Kastanienbaum.

Dank

Viele Menschen haben dazu beigetragen, aus dieser Arbeit eine spannende und lebendige Geschichte zu machen.

Mein Dank gilt dabei in erster Linie meinem Betreuer *Bernhard Truffer*. Mit ihm verbinden mich sechs schöne, turbulente und intensive Arbeitsjahre. Seine klare und analytische Art zu denken, sein professionelles Projektmanagement und sein Talent, mit unterschiedlichen Interessen in schwierigen Situationen fair umzugehen, sind bewundernswert. Nicht nur während unserer gemeinsamen „Ökostromzeit“ durfte ich davon sehr vieles lernen. Auch für seine konstruktive Kritik möchte ich ihm danken, für alle gemeinsam gelebten Ideen und nicht zuletzt dafür, dass trotz mancher Stromschnellen die Basis einer Freundschaft lebendig blieb.

Herzlich danken möchte ich auch *Bernhard Wehrli*, dafür dass er die Leitung dieser Dissertation übernahm. Er begleitete ihre Entwicklung die ganze Zeit über konstruktiv und kritisch. Seine ökologische und politische Leidenschaft für lebendige Fließgewässer ist faszinierend und gleichermassen ansteckend. Seine scharfsinnige, kreative und undogmatische Art zu forschen motivierte mich mehr als einmal, an unkonventionelle Wege in der Wissenschaft zu glauben.

Meinen beiden Korreferenten *Mathias Jungwirth* von der Universität für Bodenkultur (BOKU) in Wien und *Thomas Bernauer* vom Center for Comparative and International Studies (CIS) in Zürich danke ich ganz besonders für Ihre spontane Zusage, ein solch interdisziplinäres Abenteuer zu unterstützen. *Mathias Jungwirth* setzte sich bereits zu einem Zeitpunkt für Fließgewässer Revitalisierungen ein, als dies noch von vielen wissenschaftlichen „Hardlinern“ belächelt wurde. Seine konsequente Haltung und Forschung sind mir seit Jahren ein Vorbild. *Thomas Bernauer* ist jemand, bei dem das Lernen über den disziplinären Tellerrand hinaus sehr spannend und bereichernd ist. Durch seine konstruktiven Tipps erhielt die Arbeit ihren nötigen Feinschliff.

Simone Graute und *Armin Peter* danke ich für die Hilfe, die ich durch Simonas Diplomarbeit erhielt. Die Diskussionen mit beiden haben viel zum Gelingen meiner Dissertation beigetragen. Ganz besonders danke ich Simone dafür, dass ich ihre Interview- und Fallstudienmaterialien verwenden durfte sowie für die schönen Momente beim Erkunden der Flüsse. *Anke Schmunk* unterstützte mich als Praktikantin bei der Interviewarbeit in Deutschland. Ihre selbstständige und konstruktive Art war eine grosse Hilfe. *Kathrin Jaag*, *Simon Jaun*, *Niklas Joos*, *Christoper Meyer*, *Andreas Rotach* und *David Wettstein* waren zusammen mit *Marc Zaugg* ein tolles Team während der ETH Fallstudie: „Thur - Perspektiven einer Flusslandschaft“. Ich möchte allen für die angenehme Zusammenarbeit danken und dafür, dass ich einige Erkenntnisse dieser Zeit für meine eigene Arbeit nutzen durfte.

Die grösste Bereicherung dieser Arbeit stammt von den Interviewpartnerinnen und -partnern, die in dieser Arbeit persönlich zu Wort kommen. Ohne ihren Erfahrungsschatz und ihre offene Bereitschaft zur Mithilfe wäre diese Arbeit niemals das geworden, was sie nun ist. Mein Dank gilt daher besonders *Guido Ackermann* (Chur), *Marco Baumann* (Frauenfeld), *Martha Bean* (Seattle), *Uwe Benzhaf* (Calw), *Michael Bowen* (Oakland), *Christine Champe* (Berkeley), *Humbert Entress* (Frauenfeld), *Verena Friske* (Karlsruhe),

Fotos: C. Bratrich, M. Fette,
Simon Jaun, Niklas Joos



Fotos: C. Bratrach

Peter Geiz (Stuttgart), Christian Göldi (Zürich), Peter Goodwin (Boise), Christian Herrmann (Frauenfeld), Nadine Hichkock (Oakland), Raimund Hipp (Steckborn), Albert Hurni (Bern), Alexander Imhoff (Altdorf), Christoph Jungkurth (Freudenstadt), Teo Kindle (Vaduz), Mat Kondolf (Berkeley), Rudolfo Lardi (Basel), Klaus Michor (Lienz), Michael Pfeiffer (Bühl), Pio Pitsch (Müstair), Marlene Reichegger (Rottweil), William Richardson (Wisconsin), Peter Sackmann (Lauf), Klaus Dieter Schulz (Luzern), Jürg von Orelli (Bern), Thomas Vuille (Bern), Lothar Wäschle (Rottweil), Hans Peter Willi (Biel), Phil Williams (San Francisco), Brian Winter (Port Angeles) und Urs Zeller (Zwingen).

Den erfolgreichen Verlauf meiner Interviewserie in den USA verdanke ich in erster Linie *Peter Goodwin*. Er öffnete mir die Türen zu vielen interessanten Menschen, die sich in Nordamerika für den Schutz der Fliessgewässer engagieren. *Anja Bückle* und *Jim Soper* unterstützten mich mit ihrer eigenen offenen Tür. Ihnen danke ich für Bett, Wein, Velo und die vielen Gespräche nach den Interviews.

Die EAWAG in Kastanienbaum ist eine kleine, kreative Insel im Wissenschaftsbetrieb. Egal wo mich mein zukünftiger beruflicher Lebensweg hinführt, es wird schwer fallen, diesen Ort zu verlassen. Die Landschaft am See ist das eine. Die unzähligen Momente mit den Menschen, die im Lauf der letzten Jahre auf diese kleine Insel gespült wurden, das andere. Es ist ein Privileg, mit Freude zur Arbeit zu gehen. Dafür möchte ich allen meinen Arbeitskolleginnen und -kollegen danken. Ganz besonders danke ich *Jana Friedrich* und *Cristian Teodoru* für die angenehme Stimmung am Schreibtisch. *Doris Hohmann* und *Michael Schurter* für zehn Jahre Freundschaft in und ausserhalb der Bäche. *Maria Dittlich* und *Emel Sahan* für ihre Herzlichkeit und alle langen Gespräche. *Martina Bauchowitz*, *Nanna Büsing*, *Markus Fette*, *Mark Gessner*, *Mäggi Hieber*, *Markus Hostmann*, *Lucia Klauser*, *Kornelia Konrad*, *Martin Märki*, *Jochen Markard*, *Werner Meier*, *Hans Jürg Meng*, *Lorenz Moosmann*, *Sharon Nutter*, *Martin Obst*, *Dieter Rothenberger* und *Johny Wüest* für die vielen kleinen Tipps und Nettigkeiten nebenbei. *Rolf Kipfer* für seine kulinarische Unterstützung, *Ueli Bundi* für seine offene Art und seinen mitreissenden Einsatz für eine lebenswerte Fliessgewässerwelt sowie *Patricia Achleitner*, *Luzia Fuchs* und *Eliane Scharmin* für die herzliche Atmosphäre, mit der sie diese Insel zusammenhalten.

Daneben will ich auch den Menschen danken, die mich durch alle Hochs und Tiefs der letzten Jahre begleiteten. Meinen Eltern, *Maria* und *Gerd Bratrach*, danke ich ganz herzlich für ihre jahrelange Unterstützung und ihr unermüdliches „Daumendrücken“. Es tut gut zu spüren, dass sie immer dabei waren. *Elisabeth* und *Helmut Goesmann* kennen mich seit über 30 Jahren - von ihrer Lebenseinstellung lernte ich vieles. Mit *Margrit Böhme* verbinden mich 2000 Donaukilometer im Kajak. Diese Zeit prägte meine Begeisterung für faszinierende Flusslandschaften. *Hannah Lang* und *Rosi Siber* schenken mir nicht nur in kritischen Momenten ein nahes Gefühl der Verbundenheit. *Ulrike Bohle* und *Manuela von Kahlden* waren immer da, wenn es darum ging zu zeigen, dass es auch noch eine Welt neben dem Schreibtisch gibt.

Über 10 Jahre geteiltes Leben und Arbeiten verbinden mich mit *Klaus Jorde*. Unsere gemeinsame Zeit schenkte mir einen offenen und weiten Horizont - beruflich wie privat. Für die vielen reichen und lebendigen Momente, die damit verbunden sind, danke ich ihm von ganzem Herzen!