



## Endbericht

<b>Zuwendungsempfänger:</b> Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung	<b>Laufzeit:</b> 01.04.2007 - 31.03.2009
<b>Vorhabensbezeichnung:</b> Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes	

### Zuwendungsgeber und Kennzeichen:

Deutsche Bundesstiftung Umwelt (FK 25032-33/2 ) sowie Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (FK III 2-79i 02)

### Projektleitung:

PD Dr. Peter Haase<sup>1</sup>, Dr. Andrea Sundermann<sup>1</sup>

### Projektbearbeitung:

Claudia Antons<sup>1</sup>, Elisabeth Heigl<sup>1</sup>, Prof. (Apl.) Dr. Daniel Hering<sup>2</sup>, Prof. Dr. Eckhard Jedicke<sup>3</sup>, Dr. Armin Lorenz<sup>2</sup>, Dr. Andrea Sundermann<sup>1</sup>

Unter Mitwirkung von:

Daniel Dangel<sup>2</sup>, Dr. Egbert Korte<sup>4</sup>, Thomas Korte<sup>2</sup>, Thomas Michl<sup>1</sup>, Karin Schindehütte<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Senckenberg, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhausen

<sup>2</sup> Universität Duisburg-Essen, Abteilung Angewandte Zoologie / Hydrobiologie, 45117 Essen

<sup>3</sup> Goethe-Universität Frankfurt a.M., Institut für Physische Geographie, Büro: Jahnstraße 22, 34454 Bad Arolsen

<sup>4</sup> Bürogemeinschaft für Fisch- & Gewässerökologische Studien BFS, 64560 Riedstadt/Erfelden

**Zitiervorschlag:**

Sundermann, A., C. Antons, E. Heigl, D. Hering, E. Jedicke, A. Lorenz & P. Haase (2009):  
Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites  
Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes.



## Inhalt

<b>1 Einleitung und Hintergrund</b>	1
<b>2 Konzeption des Monitoring-Programms</b>	3
2.1 Berücksichtigte Gewässerrevitalisierungsmaßnahmen	4
2.2 Abfrage von Eckdaten (über Fragebögen)	5
2.3 Datenaufnahme gewässermorphologischer Parameter	6
2.4 Datenaufnahme biologischer Qualitätskomponenten	8
2.5 Auswertung von Projektkenngrößen und Bewertungsergebnissen	11
2.6 Akteursbefragung	12
<b>3 Ergebnisse</b>	13
3.1 Charakterisierung der Revitalisierungsprojekte	13
3.2 Auswirkungen der Revitalisierungsmaßnahmen auf die Hydromorphologie	15
3.3 Bewertungsergebnisse der untersuchten Gewässerabschnitte nach EG-WRRL	17
3.3.1 Makrozoobenthos (MZB)	19
3.3.2 Fische	23
3.3.3 Makrophyten (MP)	29
3.3.4 Bewertungsergebnis der ökologischen Zustandsklasse (EQC)	34
3.4 Zusammenhang zwischen Projektkenngrößen und Bewertungsergebnissen	37
3.5 Akteursbefragung	38
3.5.1 Vertretene Rolle im Projekt	39
3.5.2 Zielsetzung und Erfolgsbeurteilung	39
3.5.3 Hindernisse in der Projektumsetzung	44
3.5.4 Kostenaufwand	47
3.5.5 Akteure und Partizipation	47
3.5.6 Öffentlichkeitsarbeit	52
3.5.7 Gesamtfazit zu Verbesserungsmöglichkeiten	55
<b>4 Diskussion</b>	57
4.1 Wiederbesiedlungsrelevante Aspekte revitalisierter Gewässerabschnitte	57
4.1.1 Allgemeine Betrachtung	57



4.1.2 Konkretisierung wiederbesiedlungsrelevanter Aspekte am Beispiel des Einzugsgebietes der Nidda .....	60
4.2 Unterschiedliche Reaktion einzelner biologischer Qualitätskomponenten .....	63
4.3 Ergebnisse der Akteursbefragung .....	63
4.4 Fazit und Vorschläge für künftige Revitalisierungsprojekte .....	64
<b>5 Zusammenfassung</b> .....	<b>66</b>
<b>6 Dank</b> .....	<b>69</b>
<b>7 Literatur</b> .....	<b>70</b>

**Anhang + CD-ROM**

## Abkürzungsverzeichnis

BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
CPOM	grobpartikuläres organisches Material
EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
EPT	Ephemeroptera – Plecoptera – Trichoptera
EPTCBO	Ephemeroptera – Plecoptera – Trichoptera – Coleoptera – Bivalvia – Odonata
EQC	Ecological quality class (Ökologische Zustandsklasse)
EU	Europäische Union
EUR	Euro
EZG	Einzugsgebiet
FG	Fließgewässer
FPOM	feinpartikuläres organisches Material
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
MMI	Multimetrischer Index
MP	Makrophyten
MZB	Makrozoobenthos
SDI	Spatial-Diversity-Index
UBA	Umweltbundesamt
VK	Variationskoeffizient

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Makrophytentypausprägungen, die für Fließgewässer des Mittelgebirges und des Tieflandes zur Bewertung herangezogen wurden .....	11
Tab. 2: Im Projekt evaluierte Revitalisierungsmaßnahmen und Ziel der Revitalisierung .....	14
Tab. 3: Kenngrößen der hydromorphologischen Veränderung der Untersuchungsgewässer .....	15
Tab. 4: Ergebnis der ökologischen Zustandsklasse für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos .....	19
Tab. 5: Ergebnis der ökologischen Zustandsklasse für die Qualitätskomponente Fische .....	24
Tab. 6: Erfasste Individuenzahlen der Fischkartierung .....	28
Tab. 7: Ergebnis der ökologischen Zustandsklasse für die Qualitätskomponente Makrophyten .....	30
Tab. 8: Ableitung der ökologischen Zustandsklasse (EQC) nach dem „Worst-Case-Prinzip“ .....	34
Tab. 9: Ergebnis der Korrelationsanalyse nach Spearman .....	37

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Schema nach dem die jeweils zwei Untersuchungsbereiche pro Revitalisierungsmaßnahme eingerichtet wurden .....	4
Abb. 2: Lage der untersuchten Maßnahmen .....	5
Abb. 3: Schema zur Aufnahme hydromorphologischer Parameter .....	6
Abb. 4: Schematische Übersicht des Aufbaus der Bewertungsverfahren .....	18
Abb. 5: Darstellung der EQC-MZB basierend auf den einzelnen Modulen .....	20
Abb. 6: Darstellung der Differenz im Saprobienindex .....	22
Abb. 7: Darstellung der Differenz im Multimetrischen Index (MMI) .....	23
Abb. 8: Darstellung der Differenz der Gesamtbewertung Fische .....	25
Abb. 9: Bewertung der fischökologischen Qualitätsmerkmale .....	26
Abb. 10: Anzahl der erfassten Individuen in revitalisiertem und Vergleichsabschnitt (Fische) .....	29
Abb. 11: Anzahl aller erfassten Makrophyten sowie Anzahl submerser Makrophyten .....	31
Abb. 12: Darstellung der Differenz der Taxazahlen Makrophyten .....	32
Abb. 13: Darstellung der Differenz der Gesamtquantität Makrophyten .....	32
Abb. 14: Darstellung der Differenz der Helophytendominanz Makrophyten .....	33
Abb. 15: Ergebnis der EQCs der einzelnen Qualitätskomponenten .....	35
Abb. 16: Anzahl der ausgewerteten Antworten je Revitalisierungsprojekt .....	38
Abb. 17: Rolle der Befragten in ihrer eigenen Sicht in dem Projekt .....	39
Abb. 18: Einschätzung einer klaren Zielstellung vor Projektbeginn .....	40
Abb. 19: Einschätzung des Projekterfolgs .....	40
Abb. 20: Grundlage der Einschätzung des Projekterfolgs .....	41
Abb. 21: Gewichtung der Faktoren, welche zu der Einschätzung des Projekterfolgs beitragen .....	41
Abb. 22: Beurteilung der positiven Veränderung verschiedener Faktoren durch das Projekt .....	42
Abb. 23: Individuelle Sicht des Beitrages, den das jeweilige Projekt zur Umsetzung einzelner Rechtsnormen bzw. unverbindlicher Strategien oder Zielsetzungen geleistet hat .....	43
Abb. 24: Hindernisse in der Projektumsetzung und ihre Stärke .....	44
Abb. 25: Zusammenfassung der Interessenkonflikte und Hemmnisse in der Projektumsetzung .....	46
Abb. 26: Einschätzung des Kostenaufwands des Projektes in Relation zum Erfolg .....	47
Abb. 27: Informationsgrad der Akteure über Ziele, Maßnahmen und Erfolg/Auswirkungen des jeweiligen Projektes .....	47
Abb. 28: Einschätzung der potenziellen Möglichkeit einer Beteiligung am Projekt .....	48
Abb. 29: Eigener tatsächlicher Einfluss die Gestaltung des Projektes .....	48
Abb. 30: Gewichtung verschiedener Hindernisse, sich stärker in das Projekt einzubringen .....	50



---

Abb. 31: Einschätzung der Stärke der aktiven Beteiligung an der Entscheidungsfindung im Projekt .....	50
Abb. 32: Qualität der Information der lokalen Öffentlichkeit über das Projekt .....	52
Abb. 33: Persönliche Wahrnehmung der Rolle unterschiedlicher Methoden der Information und Partizipation im jeweiligen Projekt .....	53
Abb. 34: Mittelwerte der für vergleichbare Revitalisierungsprojekte künftig wünschenswerter Formen der Information und Partizipation im Vergleich zur Ist-Bewertung .....	54
Abb. 35: Differenzen der Mittelwerte der Gewichtung verschiedener Methoden der Information und Partizipation zwischen Ist- und Soll-Situation. ....	55
Abb. 36: Zusammenfassung von Verbesserungsmöglichkeiten, welche die Akteure für künftige Projekte empfehlen. ....	56
Abb. 37: Schema zur Wiederbesiedlung revitalisierter Abschnitte in Gewässern mit einer intakten und verarmten biozönotischen Grundausrüstung .....	59
Abb. 38: Einzugsgebiet der Nidda mit ihren Zuflüssen Usa, Wetter, Horloff und Nidder .....	61

## 1. Einleitung und Hintergrund

Bis zu den 1970er Jahren war die **Wasserqualität** vieler Bäche und Flüsse in weiten Teilen Mitteleuropas gering. Die Ursachen hierfür lagen nicht nur in den steigenden Bevölkerungszahlen, sondern auch in der zunehmenden Industrialisierung sowie der intensivierten Landwirtschaft. Nachrichten und Bilder von Schaumkronen und toten Fischen hatten ein Ausmaß erreicht, das ein Umdenken dringend erforderlich machte: So wurden in den Folgejahren kommunale Abwässer praktisch flächendeckend erfasst und Kläranlagen zugeführt; dies hat bis heute zu einer wesentlichen Verbesserung der Wasserqualität in den Fließgewässern geführt.

Trotz der deutlichen Verbesserung der Wasserqualität in Deutschland, wie in vielen anderen mitteleuropäischen Staaten, ist jedoch der ökologische Zustand der meisten Fließgewässer derzeit schlecht. Dies liegt im Wesentlichen daran, dass die Intensivierung der Landnutzung der vergangenen Jahrzehnte auch zu massiven Veränderungen der **Gewässermorphologie** geführt hat: So wurden die meisten Fließgewässer begradigt, eingetieft und/oder befestigt., Die ökologische Funktionsfähigkeit (z.B. die Selbstreinigungskraft) der Fließgewässer wurde hierdurch nachhaltig beeinträchtigt.

Die Europäische Union hat Ende 2000 mit dem Erlass der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) hierauf reagiert, in dem sie für alle Mitgliedstaaten verbindlich vorschreibt, dass die Bewertung von Gewässern anhand ihres **ökologischen Zustandes** erfolgen muss. Dieser Paradigmenwechsel in der europäischen Gewässerpolitik hatte in den vergangenen Jahren zur Folge, dass **neue Methoden** zur Erfassung und Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässer entwickelt wurden, die im Gegensatz zu den bisher verwandten Verfahren in der Lage sind, nicht nur Veränderungen in der Wasserqualität anzuzeigen, sondern auch die vielfältigen anderen Formen der Gewässerbeeinträchtigung (Begradigungen, Verbau, diffuse stoffliche Einträge, etc.) abzubilden. Dabei müssen diese Methoden auf den in einem Gewässer **vorkommenden Lebensgemeinschaften** (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten/Phytobenthos und Phytoplankton) basieren.

Erste Untersuchungsergebnisse mit diesen neuen Methoden zeigen, dass bundesweit rund 60 % der Gewässer den von der EU verbindlich geforderten „guten ökologischen Zustand“ wahrscheinlich nicht erreichen und weitere 26 % als unsicher eingestuft werden (BMU 2005). In den kommenden Jahren sind daher umfangreiche Revitalisierungsmaßnahmen erforderlich (Europäische Union 2000). Viele dieser Maßnahmen werden sich dabei vorrangig auf die Verbesserung der Gewässermorphologie beziehen.

Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie und Habitatzusammensetzung, die heute im Zentrum der Diskussion stehen und den größten Revitalisierungsbedarf nach sich ziehen, werden vor allem vom Makrozoobenthos und den Fischen, in Grenzen auch von den höheren Wasserpflanzen, abgebildet. Das zugrunde liegende Indikationspotenzial dieser Organismen hinsichtlich gewässermorphologischer Beeinträchtigungen ist gut belegt. Jedoch



wurde bisher kaum untersucht, ob auch der Umkehrschluss zulässig ist – es stellt sich daher die Frage, **ob und wie schnell die Organismen auf Verbesserungen der Gewässermorphologie reagieren.**

Da bereits in der Vergangenheit zahlreiche Revitalisierungsmaßnahmen durchgeführt wurden, ist das technische Know-how zur Planung und Umsetzung von Maßnahmen weitgehend vorhanden. Erfolgskontrollen beschränkten sich aber im Allgemeinen auf die **Dokumentation der strukturellen Veränderungen**, während nur selten die Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften untersucht wurden. Zudem basieren diese wenigen Untersuchungen auf einfachen biologischen Methoden, aus denen der ökologische Zustand eines Gewässers nicht abgeleitet werden kann (Dickhaut 2005).

Es ist daher in vielen Fällen unklar, ob die durchgeführten Revitalisierungsverfahren tatsächlich zu einer **ökologischen Verbesserung im Sinne einer positiven Veränderung der Lebensgemeinschaften** führen werden. Es kann somit zu einer gewissen „**Entkoppelung von ökologischer Gewässerbewertung und Maßnahmenkonzeption**“ kommen und es gilt zu klären, ob die zukünftig in großem Umfang durchzuführenden Maßnahmen in beabsichtigter Weise zur Verbesserung des ökologischen Zustandes beitragen werden.

**Ziel des vorliegenden Projektes** ist, die Wirkung von Revitalisierungsmaßnahmen auf verschiedene Organismengruppen (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten) auf Basis der neuen europäischen Vorgaben und methodischen Standards an konkreten Revitalisierungsprojekten zu evaluieren. Zusätzlich werden gewässermorphologische Transektuntersuchungen einbezogen. Die erzielten Ergebnisse sollen aufzeigen, welche Parameter schnell und welche möglicherweise zeitverzögert oder gar nicht auf Revitalisierungsmaßnahmen reagieren. Die im Rahmen des Projektes erhobenen Daten sollen dazu dienen, zukünftige Projekte fachlich fundiert und finanziell effizient zu konzipieren, so dass sie im Sinne des Gewässerschutzes erfolgversprechend sind.

An dieser Stelle soll eine kurze **Definition** des Begriffs „Revitalisierung“ erfolgen. In der limnologisch ausgerichteten Literatur werden für Verbesserungsmaßnahmen die Begriffe „Revitalisierung“ und „Renaturierung“ verwendet. Die Internationale Alpenschutz-Kommission (CIPRA 1992, S. 65) definiert **Revitalisierung** als „[...] Maßnahmen im und am Gewässer und evtl. auch in seinem Einzugsbereich, die das Gewässer mindestens hinsichtlich eines Parameters und wenigstens abschnittsweise wieder in einen naturnäheren Zustand versetzen“. Dagegen versteht die Kommission unter dem Begriff **Renaturierung** „[...] Maßnahmen, die ganze Fließgewässer hinsichtlich aller Parameter mittelfristig wieder in einen naturnahen Zustand versetzen und die natürliche Fließgewässerdynamik wieder herstellen“.

Die im Rahmen des Projektes zu evaluierenden Maßnahmen sind, gemessen an der Gesamtlänge des jeweiligen Gewässers, als eher kleinräumige Maßnahmen zu beschreiben. Aufgrund dessen wird in der vorliegenden Studie auf den Begriff Revitalisierung zurückgegriffen.

## 2. Konzeption des Monitoring-Programms

Hydromorphologische Veränderungen wirken sich auf verschiedene Organismengruppen unterschiedlich aus. Es gibt zahlreiche Hinweise, dass die Zusammensetzung von Fischzönosen und dem Makrozoobenthos von der Hydromorphologie mit bestimmt wird (Gorman & Karr 1978, Bain et al. 1988, Lorenz et al. 2004, Hering et al. 2006). Entsprechende Indizien gibt es auch für Makrophyten (Passauer et al. 2002, Schaumburg et al. 2004), wobei der Einfluss der Nährstoffe den Effekt hydromorphologischer Veränderungen für alle Organismengruppen oft überlagert. Die Zusammensetzung der Phytobenthos-Lebensgemeinschaften ist hingegen wesentlich von der Trophie des Gewässers und anderen stofflichen Belastungen geprägt, während sich die Hydromorphologie kaum auf das Phytobenthos auswirkt (Hering et al. 2006); die meist einzelligen Organismen finden auch in hydromorphologisch degradierten Abschnitten ausreichend Habitate in Form von Hartsubstraten. In Deutschland wird die Qualitätskomponente "Phytoplankton" nur zur Bewertung der sehr großen Fließgewässer angewandt und ist mit einer Ausnahme (Rhein) für die im Rahmen dieses Projektes untersuchten Gewässer nicht bewertungsrelevant; auch die Zusammensetzung des Phytoplanktons wird in erster Linie von der stofflichen Belastung bestimmt.

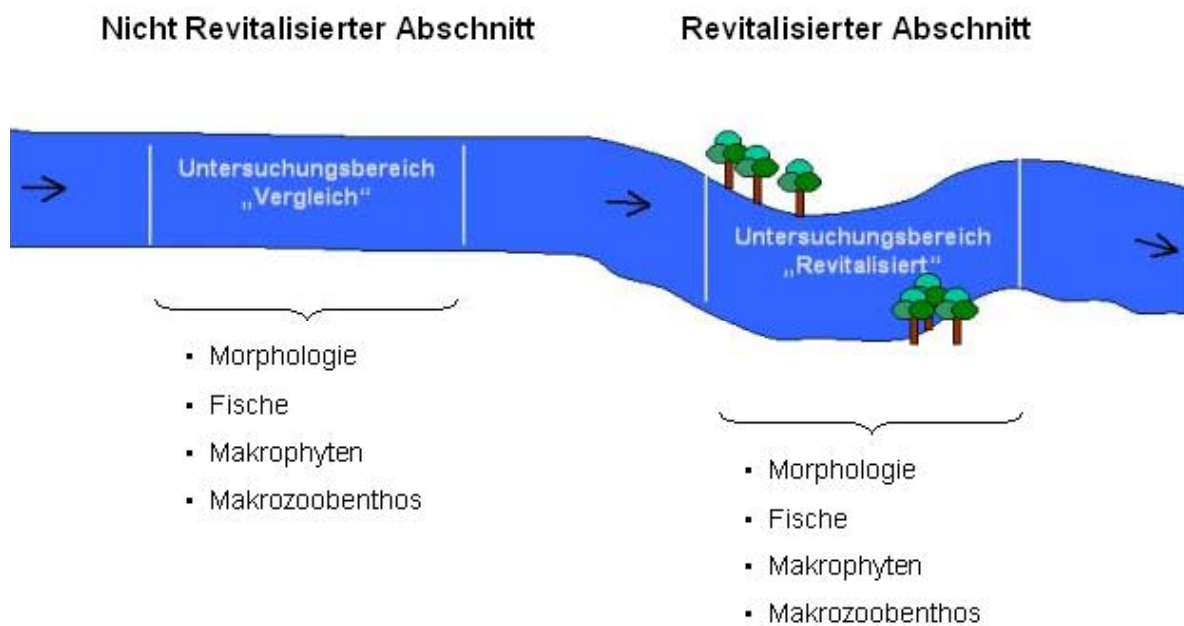
Aus diesen Gründen wurden im Rahmen dieses Projektes die **Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten** untersucht. Bei der Durchführung der Evaluation von Revitalisierungsmaßnahmen ist zu beachten, dass biologische Daten aus dem Zeitraum vor der Durchführung der Revitalisierungsmaßnahmen oftmals fehlen oder sie aufgrund abweichender Freilandmethoden (nicht ausreichend standardisiert, keine Indikation der bedeutenden morphologischen Veränderungen) für ein vergleichendes Projekt nicht verwendbar sind.

Diese Defizite lassen sich aber mittels einer „**space for time substitution**“ kompensieren:

Die fehlende Zeitachse (alte Daten nicht verwendbar und auch nicht „nacherhebbar“) wird durch eine Raumkomponente ersetzt.

Für jedes Revitalisierungsprojekt wurden daher zwei Untersuchungsstrecken ausgewählt: Die erste befindet sich innerhalb des revitalisierten Abschnittes und die zweite in geringer Entfernung oberhalb, in einem nicht revitalisierten Bereich (Vergleichsabschnitt). Durch den Vergleich der Daten dieser beiden Untersuchungsbereiche werden maßnahmenbedingte Unterschiede sichtbar. Voraussetzung hierfür ist lediglich, dass der oberhalb liegende Vergleichsabschnitt dem revitalisierten Bereich vor der Revitalisierung weitgehend gleicht. Eine Ausnahme der Konzeption musste aus technischen Gründen an zwei Gewässern (Kinzig und Ruhr) gemacht werden. Unmittelbar oberhalb der Revitalisierung an der Kinzig liegt ein Zufluss, dessen Einfluss an einer Vergleichsstrecke flussaufwärts nicht erfasst worden wäre. Bei der Ruhr lag oberhalb der Untersuchungsstrecke eine durch ein Wehr bedingte Staustrecke.

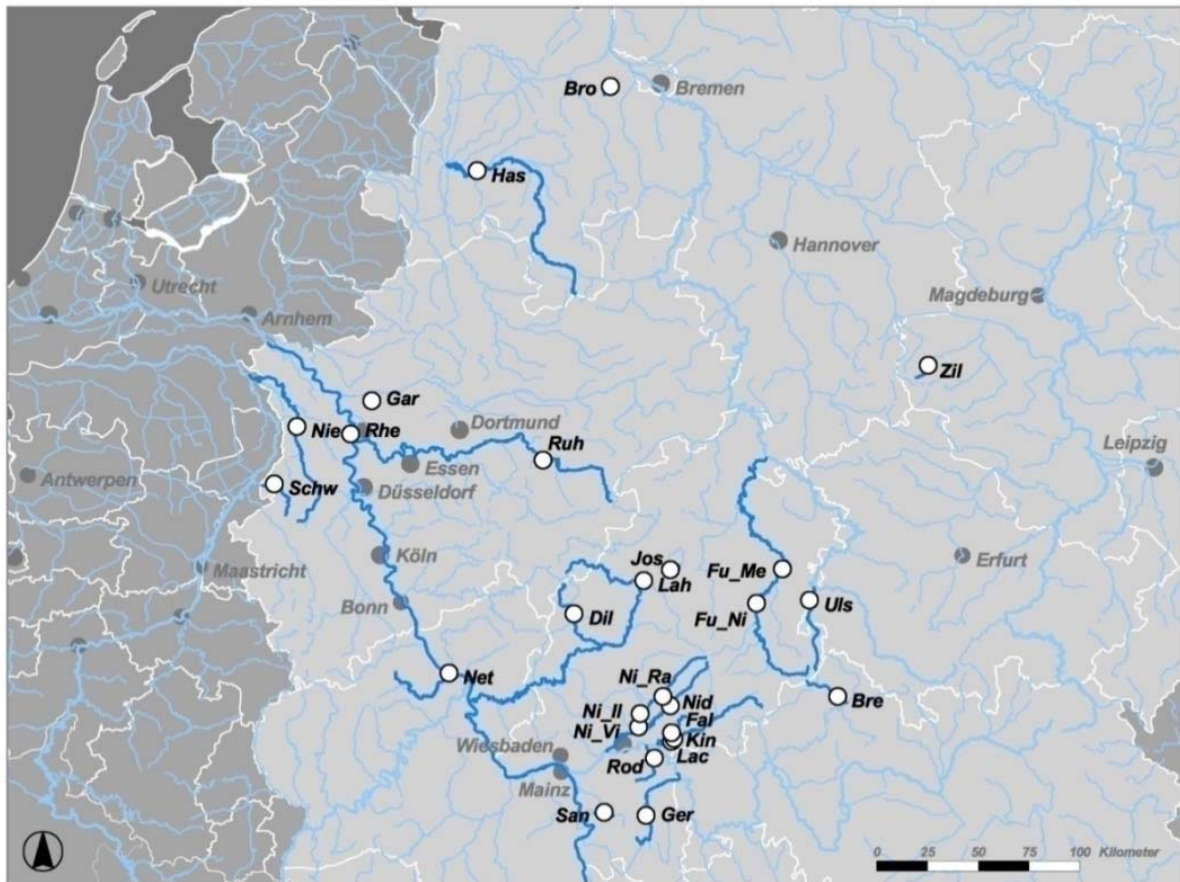
In jeweils beiden Untersuchungsbereichen, d.h. im revitalisierten Abschnitt sowie im Vergleichsabschnitt (= nicht revitalisierter Abschnitt), wurden Aufnahmen zur Gewässermorphologie und Habitatzusammensetzung sowie zu den biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten) durchgeführt (Abb. 1).



**Abb. 1:** Schema nach dem die jeweils zwei Untersuchungsbereiche pro Revitalisierungsmaßnahme eingerichtet wurden.

## 2.1 Berücksichtigte Gewässerrevitalisierungsmaßnahmen

Insgesamt wurden für das Projekt bundesweit 26 bereits durchgeführte Maßnahmen evaluiert (Abb. 2). Die Revitalisierungsmaßnahmen und ihre Ziele werden in Kapitel 3.1 dargestellt.



**Abb. 2:** Lage der untersuchten Maßnahmen. Im Hinblick auf die Kennzeichnung der Maßnahmen (Codes) vergleiche Tabelle 2 in Kapitel 3.1.

Die Untersuchungsbereiche „Revitalisiert“ sowie „Vergleich“ wurde in Absprache mit Vertretern der entsprechenden Landesämter ausgewählt. Details sowie Ergebnisse der Aufnahmen sind für jede Maßnahme separat in Form eines Steckbriefes zusammengestellt (siehe Anhang).

## 2.2 Abfrage von Eckdaten (über Fragebögen)

Um die wichtigsten Eckdaten zu den Revitalisierungsmaßnahmen abzufragen, wurde ein **Fragebogen** erarbeitet und an die jeweiligen Projektträger geschickt.

Darin wurden folgende Informationen abgefragt:

- Zeitlicher Rahmen der Revitalisierungsmaßnahme (Jahr der Umsetzung)
- Länge der Revitalisierungsmaßnahme
- Finanzieller Rahmen der Revitalisierungsmaßnahme: Gesamtkosten mit Aufschlüsselung der Kostenzusammensetzung (z.B. Kosten für Planung, Flächenankauf, Baumaßnahmen, Rückverlegung von Deichen, Folgekosten)



- Ziel und Art der Revitalisierungsmaßnahme
- Kontaktadressen von Beteiligten in den Bereichen Fischereibehörde, Angler, Naturschutzbehörde, Naturschutzverbände, Bauernverband und ggf. weitere (soweit im Projekt relevant, jeweils der wichtigste Ansprechpartner)

### 2.3 Datenaufnahme gewässermorphologischer Parameter

Neben der Aufnahme biologischer Qualitätskomponenten wurden Aufnahmen zur Hydromorphologie der jeweiligen Untersuchungsbereiche (d.h. im revitalisierten Abschnitt sowie im Vergleichsabschnitt) durchgeführt. Ziel dieser Aufnahmen war, die Veränderungen, die sich durch eine Revitalisierung ergeben, auch unabhängig von den biologischen Qualitätskomponenten dokumentieren zu können.

Hierzu wurden in den jeweiligen Untersuchungsbereichen 10 Transekte im gleichmäßigen Abstand durch das Gewässer gelegt (vgl. Abb. 3). In Bächen (EZG > 10 km<sup>2</sup>) betrug der Abstand zwischen jedem Transekt 10 m, in kleinen/großen Flüssen (EZG > 100 km<sup>2</sup>) je 20 m. Die Transekte lagen senkrecht zum Gewässerverlauf bzw. zur Hauptströmungsrichtung.



**Abb. 3a-b:** Schema zur Aufnahme hydromorphologischer Parameter in den Untersuchungsbereichen.

Für jedes Transekt wurden bei Mittelwasser folgende Parameter aufgenommen (vgl. Abb. 3a):

- Gewässerbite bei bordvollem Abfluss (Distanz zwischen beiden Geländeoberkanten)
- Breite des rechten bzw. linken Ufers (Luftlinie der Distanz zwischen Wasserkante und Geländeoberkante)
- Uferhöhe (Höhe, gemessen von Wasserkante zu Geländeoberkante)
- Wasserspiegelbreite (Distanz Wasserkante linkes Ufer bis Wasserkante rechtes Ufer)

Im Gewässer selbst wurden entlang eines jeden Transektes 10 Messpunkte im gleichmäßigen Abstand voneinander eingerichtet (vgl. Abb. 3b), wobei der 1. und 10. Messpunkt jeweils 10 cm vom linken bzw. rechten Ufer entfernt lagen.

Für jeden Messpunkt wurden die folgenden Parameter bei Mittelwasser aufgenommen:

- Gewässertiefe
- Dominierendes Substrat (in Anlehnung an das Feldprotokoll der Makrozoobenthos-Erhebung, Abschätzung erfolgt für eine Fläche von 25 x 25 cm)
- Strömungsgeschwindigkeit (in Anlehnung an die Gewässerstrukturgütekartierung, 6-stufige Skala)
- Bei einer Gewässerbreite von < 5 m wurde die Anzahl der Messpunkte von 10 auf 5 reduziert

Des Weiteren wurden noch folgende Parameter aufgenommen:

- Anzahl der Sand-/Kiesbänke mit Angabe, ob sie vegetationslos, krautig oder holzig bewachsen sind. Eine Sand-/Kiesbank wurde hierbei erst als solche aufgenommen, wenn sie eine Mindestbreite von 20 cm aufwies
- Anzahl der Inseln mit Angabe, ob diese vegetationslos, krautig oder holzig bewachsen waren
- Anzahl der im Wasser liegenden Totholzverkläunungen mit einem Volumen > 1 m<sup>3</sup> (Situation bei Mittelwasser)
- Anzahl der im Wasser liegenden Baumstämme > 10 cm Durchmesser (die nicht mit den Totholzverkläunungen verbunden sind; Situation bei Mittelwasser)
- Anzahl der Auentümpel
- Anzahl der Seitenarme mit Angabe, ob diese abgeschnitten, teilweise durchgängig oder voll durchgängig sind

Auentümpel und Seitenarme wurden hierbei nur dann gezählt, wenn bei bordvollem Abfluss des Hauptgewässers Kontakt zu diesen besteht.

Weitere Angaben:

- Profiltyp (nach Gewässerstrukturgütekartierung)
- Ufersicherung rechts bzw. links (d.h. prozentualer Anteil des befestigten Ufers im Untersuchungsabschnitt)

Neben einem rein deskriptiven Vergleich der Morphologie beider Untersuchungsabschnitte sollte eine weiterführende Auswertung vorgenommen werden:

Die **Vielfalt der Gewässerelemente**, dazu zählen beispielsweise Hauptarm, Nebenarm, Anzahl der Baumstämme, Inseln, Sand- bzw. Kiesbänke sowie Auentümpel wurden mit dem Diversitätsindex nach Shannon-Wiener (Shannon & Weaver 1949) beschrieben.

Um Unterschiede in der **Strömungs-** und **Tiefenvarianz** zu ermitteln, wurde der Variationskoeffizient (VK) als maßstabsunabhängiges Streuungsmaß verwendet. Eingesetzt wurden alle im Zuge der gewässermorphologischen Aufnahme gemessenen Tiefen- und Strömungsangaben aus jeweils 10 Transekten pro Untersuchungsabschnitt.

Mit Hilfe des **Spatial-Diversity-Index** nach Fortin et al. (1999) wurde die **Substratdiversität** beschrieben. Der Index spiegelt das Vorkommen der einzelnen Substrate und ihre Verteilung innerhalb des gemessenen Transektes wider. Die Werte wurden auf eine Skala von 0 bis 1 normiert, wobei 0 eine monotone und 1 eine heterogene Substratverteilung widerspiegelt.

## 2.4 Datenaufnahme biologischer Qualitätskomponenten

Die Erfassung und Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten) erfolgte nach den neu entwickelten nationalen Standards (Fische: Dußling et al. 2004, Dußling et al. 2005, Diekmann et al. 2005; Makrozoobenthos: Meier et al. 2005, Meier et al. 2006a, Meier et al. 2006b; Makrophyten: Schaumburg et al. 2005a, Schaumburg et al. 2005b, Schaumburg et al. 2006, Schaumburg et al. 2007), die für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie Anwendung finden. Die Aufnahme der Daten wurde 2007 oder 2008 an jedem der Untersuchungsabschnitte (d.h. jeweils im revitalisierten Abschnitt sowie im Vergleichsabschnitt, vgl. Abb. 1) durchgeführt.

Im Folgenden soll zum besseren Verständnis die methodische Vorgehensweise im Hinblick auf die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten kurz erläutert werden.

### Makrozoobenthos

Die Methode sieht vor, die Habitate proportional zu ihrem Vorkommen an der Probestelle zu beproben (Multi-Habitat-Sampling). Hierzu wurden zunächst alle Habitate in 5 %-Stufen kartiert. Jedes 5 %-Habitat entsprach einer Teilprobe; insgesamt besteht die Gesamtprobe aus 20 Teilproben, die gemeinsam ausgewertet wurden. Die Größe einer Teilprobe umfasste eine Fläche von 0,25 x 0,25 m, insgesamt wurde demnach eine Fläche von 1,25 m<sup>2</sup> beprobt. Die Probenahme erfolgt im Wesentlichen nach der Methode des Kicksampling. Mit Hilfe einer Schwemmetechnik wurde die mineralische Fraktion abgetrennt und noch im Gelände verworfen. Das Probenmaterial wurde konserviert und zur weiteren Bearbeitung ins Labor gebracht. Aus der organischen Fraktion (inkl. der Organismen) wurde im Labor eine Grobfraktion ( $\geq 2$  mm) abgetrennt. Aus einer Unterprobe der Grobfraktion wurden sämtliche Organismen nach taxonomischen Einheiten getrennt ausgelesen, wobei der Umfang der Unterprobe mindestens 1/6 der Gesamtprobe und mindestens 350 Individuen entsprach. An neun Gewässern (Dill, Nidda bei Bad Vilbel, Nidder, Rodau, Gersprenz, Kinzig, Schwalm, Kimmer-Brookbäke sowie Nette) wurde aufgrund des Vorkommens von Habitaten mit einem Flächenanteil  $< 5$  % eine 21. Teilprobe entnommen (vgl. Vorgehensweise in Meier et al. 2006b). Das Material der 21. Teilprobe wurde mit der Hauptprobe vereint.

Die Bestimmung der Organismen richtete sich nach den Kriterien der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2006). Zur weiteren Auswertung wurden die Individuenzahlen der ausgelesenen und bestimmten Taxa der Unterprobe auf die quantitative Gesamtprobe hochgerechnet. Der ökologische Zustand der beprobten Untersuchungsbereiche erfolgte unter Zugrundelegung der aktuellen Fassung des Auswertungsprogramms ASTERICS Version 3.1.1 (Download unter [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de)).

Die Makrozoobenthosdaten des Fallbaches wurden vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie in Wiesbaden zur Verfügung gestellt.

### **Fische**

Die Erfassung der Fischfauna erfolgte je nach Gewässergröße auf einer Länge von 300 bis 500 m über die gesamte Breite, beginnend am untersten Ende des Untersuchungsabschnittes entgegen der Strömung. Abhängig von der Tiefe wurden Bäche und kleinere Flüsse wattend, größere dagegen überwiegend vom Boot aus, elektrisch befischt.

Die Befischung wurde ab einer Gewässerbreite > 5 m mit zwei, ab einer Gewässerbreite von > 10 m mit drei Elektrofischereigeräten (Bretschneider EFGI 650 u. EFGI 1300) mit Gleichstrom durchgeführt. Um eine ausreichende Erfassung von 0+ Fischen (Jungfische desselben Jahres) sicherzustellen, wiesen die Fanggeräte (Kescher) eine Maschenweite < 6 mm auf. Die Befischungstrecken wurden in 100 m-Abschnitte unterteilt. Innerhalb eines 100 m-Abschnittes wurde der Anodenkescher mindestens 30mal eingetaucht. Im Feldprotokoll erfolgte die Aufzeichnung der Fangergebnisse jeweils gesondert pro 100 m Befischungstrecke. Die Länge der gefangenen Fische wurde in cm-Schritten erfasst. Abschließend wurden für die gesamte Befischungstrecke die Gesamtzahl der gefangenen Fische und zusätzlich die Zahl der 0+ Individuen je Art zusammengefasst.

Um eine Doppelterfassung zu vermeiden, wurden die Fische innerhalb eines 100 m-Abschnittes dem Gewässer entnommen, in einer belüfteten Wanne zwischengehäлтert und nach Protokollierung der Fangergebnisse wieder zurückgesetzt. Innerhalb eines Untersuchungsabschnittes wurden alle Habitate beprobt, um den Nachweis aller potenziell vorhandenen Arten und Altersstadien zu gewährleisten. Der zeitliche Aufwand wurde repräsentativ auf alle Habitattypen verteilt, d.h., potenziell "gute" Fischhabitate wurden nicht intensiver befischt als potenziell "schlechtere" Habitattypen. War es in Ausnahmefällen aufgrund örtlicher Gegebenheiten nicht möglich die Befischungsvorgaben einzuhalten, so wurde dies in den Protokollen vermerkt. Zur Ermittlung artspezifischer Beeinträchtigungen und Gefährdungen wurden über die gesamte Befischungslänge Anzahl, Lage und Art der Wanderungshindernisse, chemisch/physikalische Gewässerbelastungen (z.B. Einleitungen aus Fischteichen, Kläranlagen usw.), negative Veränderungen der Gewässerstruktur (Gewässerunterhaltung, Kanalisierung, Rückstau) kartiert. Die Angaben (Schätzwerte) zum Sohlensubstrat erfolgten in 5 %-Schritten, geringere Anteile wurden ebenfalls vermerkt. In einem Fall (Ulster) wurde





keine Genehmigung zur Elektrofischung erteilt, so dass für die Auswertung lediglich 25 Gewässer zur Verfügung stehen.

Der ökologische Zustand des jeweiligen Untersuchungsbereiches wurde unter Zugrundelegung der von den Landesämtern zur Verfügung gestellten Referenzzönose gemäß dem fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer fiBS Version 8.0.6 (Download unter [www.landwirtschaft-bw.info](http://www.landwirtschaft-bw.info)) ermittelt.

### **Makrophyten**

Die Kartierung der Makrophyten erfolgte durch Begehung des Fließgewässers entgegen der Fließrichtung in einem homogenen Fließgewässerabschnitt. Um die gesamte Breite des Fließgewässers zu erfassen, wurde das Gewässer im Zickzack durchwaten und die Makrophyten mit Hilfe eines Sichtkastens erfasst. In größeren, nicht vollständig durchwatenbaren Fließgewässern wurde vom Ufer aus mit einem Rechen gesammelt. Es wurden höhere Pflanzen, Armeleuchteralgen und Moose erfasst, die submers wachsen bzw. zumindest bei mittlerem Wasserstand im Gewässer wurzeln. Nicht vor Ort bestimmbare Arten wurden entnommen und später im Labor bestimmt. Der Transport des Materials erfolgte gekühlt in einem beschrifteten Gefrierbeutel, Moosproben wurden in einer aus Papier gefalteten Moostüte aufbewahrt.

Zur allgemeinen Charakterisierung des Untersuchungsbereichs wurden nach Schaumburg et al. (2006) Parameter wie beispielsweise Umlandnutzung, dominante Uferpflanzen, Beschattung, physikalische Parameter wie Strömung, Temperatur oder pH-Wert ermittelt. Im Uferbereich befindliche Erlen wurden auf augenscheinliche Anzeichen einer Wurzelhalsfäule überprüft. Angaben (Schätzwerte) zum Sohlensubstrat erfolgten in 5 %-Schritten. Auf dem Kartierbogen wurde die jeweilige Pflanzenmenge einer Art nach der Schätzsкала von Kohler (1978) angegeben. Zusätzlich wurden die Parameter Deckungsgrad nach Londo (1974), Vitalität und Soziabilität sowie Wuchsform aufgenommen.

Die Anwendung des PHYLIB-Verfahrens bedingt die Zuordnung der beprobten Gewässerabschnitte zu der für die Makrophyten bestimmenden biozönotischen Ausprägung. Bei der Bewertung wurden die aktuelle Fließgewässertypologie und ihre in Frage kommende Makrophytentypausprägung herangezogen.

**Tab. 1:** Makrophytentypausprägungen die für Fließgewässer des Mittelgebirges und des Tieflandes zur Bewertung herangezogen wurden (vgl. Tab 2 bezüglich Zugehörigkeit der untersuchten Gewässer zum LAWA-Fließgewässertyp).

<b>Makrophytentypausprägung</b>	<b>Abkürzung</b>	<b>LAWA-Fließgewässertyp</b>
<b>für Fließgewässer des Mittelgebirges</b>		
klein & rhithral-silikatisch	MRS	5, 5.1
klein & rhithral-karbonatisch	MRK	6
groß & potamal	MP	9, 9.2, 19
<b>für Fließgewässer des Tieflandes</b>		
klein & potamal	TNk	11, 16
mittelgroß & potamal	TNm	12, 15_g
groß & potamal	TNg	20

Die ökologische Zustandsklasse wurde mit der aktuellen Fassung des Auswertungsprogramms PHYLIB Version 2.6 (Download unter <http://www.lfu.bayern.de>) und nach der Handlungsanweisung von Schaumburg et al. (2006, 2007) ermittelt. Eine gesicherte Bewertung mit dem System PHYLIB Version 2.6 liegt vor, wenn die aus den ermittelten Pflanzenmengen errechnete Gesamtquantität der submersen Taxa größer als 26 sowie der Anteil der eingestuften Arten größer als 75 % ist. Die Bewertung mit dem System PHYLIB Version 2.6 und die Einstufung in eine Qualitätsklasse erfolgt durch eine Verschneidung der drei Teilkomponenten Diatomeen, Phytobenthos und Makrophyten. Für jede Teilkomponente wird ein Einzelergebnis berechnet, welches einem Qualitätskriterium entsprechen muss. Nicht gesicherte Ergebnisse (z.B. des Moduls Makrophyten) werden entsprechend den aktuellen Vorgaben nicht in eine ökologische Zustandsklasse nach EG-WRRL überführt (Schaumburg et al. 2007).

## 2.5 Auswertung von Projektkenngößen und Bewertungsergebnissen

Unter dem Begriff Projektkenngößen werden die im Fragebogen abgefragten Rahmendaten der Revitalisierungsmaßnahmen (Kosten, Länge, Alter der Maßnahmen, vgl. Kap. 2.2) und morphologische Kenngößen zusammengefasst. Zu den morphologischen Kenngößen zählen die Einzugsgebietsgröße (vgl. Tab. 2), sowie der Spatial-Diversity-Index, die Strömungs- und Tiefenvarianz sowie die Summe und die Diversität der Gewässerelemente (vgl. Kap. 2.3).

Untersucht wird, ob bestimmte Parameter benannt werden können, die den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen widerspiegeln. Korrelationsanalysen sollen dabei Zusammenhänge zwischen den Ergebnissen der erzielten biologischen Qualitätsklassen und den Projektkenngößen zeigen.

Berechnet wurden hierfür die Differenzen in der biologischen Qualitätsklasse zwischen revitalisiertem Abschnitt und Vergleichsabschnitt. Für das Makrozoobenthos wurde dabei die Differenz im MMI, für die Fische die Differenz im Gesamtergebnis nach Fibs und für die Makrophyten wurde die Differenz des Referenzindex sowie der Gesamtquantität submers zu Grunde gelegt. Die Unterschiede zwischen revitalisierten Abschnitten und Vergleichsabschnitten wurden auf Signifikanz getestet. Die Berechnungen und Darstellungen erfolgen mit dem Programm STATISTICA, Version 2006 (vgl. Kap. 3.4).

## 2.6 Akteursbefragung

Für die Akteursbefragung wurden die im Fragebogen (vgl. Kap. 2.2) genannten Projektträger und Projektbeteiligte per Mail oder Brief angeschrieben und um Ausfüllung eines weiteren Fragebogens im Internet oder – falls dieses nicht möglich war – als Worddatei oder handschriftlich gebeten. Insgesamt wurden 139 Adressaten angeschrieben. Nach einer einmaligen Erinnerung wurden schließlich 69 Fragebögen (49,6 %) in die Auswertung aufgenommen. Unberücksichtigt bleiben dabei einige weitere formlose Rückmeldungen aufgrund Nicht-Beteiligung oder Nicht-Zuständigkeit.

Der Fragebogen umfasste 30 Fragen in den Rubriken „Allgemeine Angaben“, „Zielsetzung“, „Akteure und Partizipation“ sowie „Gesamtfazit“, die teils als geschlossene, teils als offene Fragen formuliert waren (vgl. Anhang).

Ziele der Befragung waren:

- die Qualität der Zieldefinition und die individuelle Sicht ihrer Erfüllung in dem Revitalisierungsvorhaben zu erfassen
- den Beitrag des Vorhabens zu Erfüllung von Rechtsnormen und Strategien aus Sicht der Akteure zu bewerten sowie diesen „gefühlten Erfolg“ in Relation zu dem im vorliegenden DBU-Projekt anhand der gewählten Indikatoren gemessenen Projekterfolg zu setzen
- wirksame Hindernisse bei der Projektumsetzung zu erkennen
- die Intensität der Partizipation sowie diesbezügliche Defizite zu quantifizieren.

Der Zeitaufwand für das Ausfüllen war mit 20 bis 25 Minuten kalkuliert. Für die internetbasierte Befragung wurde das Programm WinSurvey 3.2.1 (Fa. AceBit) eingesetzt mit einem auf Nachfrage durch den Hersteller individuell angepassten Update, um Mehrfachimporte identischer Umfrage-IDs zu umgehen. Der Fragebogen wurde vor Start der Umfrage einem einmaligen Pretest durch einen unbeteiligten Projekt-Umsetzer unterzogen.

Für die Ergebnisse der Akteursbefragung liefert WinSurvey 3.2.1 (Fa. AceBit) eine erste Auswertung, welche aus Gründen einer optisch besseren und deutlicheren Darstellung in Excel neu bearbeitet wurde.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Charakterisierung der Revitalisierungsprojekte

Im Folgenden soll zunächst eine Charakterisierung der Revitalisierungsprojekte sowie die Darstellung ihrer Ziele und umgesetzten Maßnahmen erfolgen.

Insgesamt wurden die Revitalisierungsprojekte an sehr unterschiedlichen Fließgewässertypen umgesetzt. Die Einzugsgebiete im Bereich der revitalisierten Abschnitte lagen zwischen 7 und 152.880 km<sup>2</sup>, entsprechend unterschiedlich fallen die mittleren Wasserspiegelbreiten aus. Pro Gewässer wurden im Mittel 1,4 km revitalisiert. Die Gesamtkosten belaufen sich im Mittel auf 54.000 EUR pro 100 Meter. In Tabelle 2 ist darüber hinaus aufgeführt, auf welche Summe sich die Kosten der Revitalisierungsprojekte belaufen, wenn lediglich die reine Umsetzung der Maßnahmen betrachtet wird (d.h. Gesamtkosten exklusive Kosten für Planung oder Ankauf von Flächen).

Übergeordnetes Ziel fast aller Revitalisierungsprojekte war die Verbesserung der Gewässerstruktur (23 Nennungen). Als weitere Ziele wurden „Hochwasserschutz“ und „Wiederherstellung der Durchgängigkeit“ genannt. Um diese Ziele zu erreichen, wurden verbaute Gewässerstrecken umgestaltet (20 Nennungen), eine Extensivierung der Aue angestrebt (18 Nennungen), neue Gewässerverläufe geschaffen bzw. Gewässerverläufe verlängert (14 bzw. 13 Nennungen) (vgl. Tab. 2).

Der Zeitraum zwischen Fertigstellung der Revitalisierungsmaßnahmen und Probenahme lag im Mittel bei vier Jahren, dabei war die älteste Maßnahme 12 Jahre alt und die jüngsten Maßnahmen waren ein Jahr alt (vgl. Tab. 2).

**Tab. 2:** Im Projekt evaluierte Revitalisierungsmaßnahmen und Ziele der Revitalisierung. Der Code entspricht jeweils den ersten zwei bis vier Buchstaben des Gewässernamens und ggf. zwei weiteren für die Kennzeichnung des Ortes in der Nähe. Weiter werden Rahmendaten wie Größe des Einzugsgebietes, Mittlere Wasserspiegelbreite von revitalisiertem und Vergleichsabschnitt, Länge des Revitalisierten Abschnittes, Alter der Maßnahme (Zeitraum zwischen Fertigstellung der Maßnahme und Probenahme), Gesamtkosten in Tausend Euro pro 100 m-Abschnitt mit bzw. ohne Planungskosten oder Flächenerwerb dargestellt.

Nr.	Code	Gewässer	Typ					Ziele			Maßnahmen								Kosten pro 100m [Tausend EUR]			
				Einzugsgebiet [km <sup>2</sup> ]	Ø Wasserspiegelbreite [m]	Länge Revitalisierter Abschnitt [km]	Alter der Maßnahme [Jahre]	Verbesserung Gewässerstruktur	Hochwasserschutz	Wiederherstellung der Durchgängigkeit	Sohlenerhebung	Rücknahme von Verbaumaßnahmen	Schaffung eines neuen Gewässerverlaufs	Einbringung von Totholz	Wiederverzweigung des Gewässerverlaufs	Extensivierung der Nutzung im Bereich der Aue	Wiederanbindung von Altarmen	Einbringen von Strömungskernern	Verlängerung der Gewässerstrecke	Gesamt	ohne Planung	ohne Flächenerwerb
1	Fal	Fallbach	5	29	2,2	1,0	4	x	-	-	x	x	x	x	x	x	-	x	x	21,0	18,2	14,8
2	Lac	Lache	5	11	2,4	0,8	3	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	x	2,3	1,9	2,3
3	Nid	Nidder	5	153	9,3	0,3	5	x	-	-	-	x	x	-	x	x	-	x	-	28,1	23,3	25,7
4	Zil	Zillierbach	5	23	4,3	8,0	5	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	2,3	2,0	2,3
5	Jos	Josbach	5.1	29	1,6	0,4	5	x	-	-	x	-	-	x	-	x	-	-	-	24,3	23,8	2,8
6	Bre	Brend	6	110	8,3	0,1	2	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	11,0	10,0	11,0
7	Dil	Dill	9	314	11,7	0,8	2	-	-	x	-	-	x	x	-	x	-	-	-	100,0	82,5	96,5
8	Kin	Kinzig	9	885	15,1	0,1	7	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	12,0	12,0	12,0
9	Lah	Lahn	9	650	18,6	0,2	7	x	-	-	x	x	-	x	x	x	-	x	-	46,3	45,4	37,8
10	Net	Nettemündung	9	370	7,0	0,7	1	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	x	121,4	108,6	121,4
11	Ni_BV	Nidda bei Bad Vilbel	9	1.200	14,6	0,5	6	x	-	-	x	x	x	-	-	x	-	x	x	56,2	49,6	56,2
12	Ni_II	Nidda bei Ilbenstadt	9	1.168	13,0	1,5	1	x	x	x	x	x	-	x	x	x	-	x	-	21,3	17,6	21,3
13	Ni_Ra	Nidda bei Ranstadt	9	226	10,6	2,5	3	x	x	-	-	x	x	x	x	x	-	x	x	57,8	53,8	45,0
14	Ruh	Ruhr	9	1.000	22,2	0,8	3	x	x	-	x	x	-	x	x	x	-	x	-	106,3	103,7	79,3
15	Uls	Ulster	9	384	17,7	0,4	1	x	x	-	x	x	x	x	x	x	-	x	x	114,2	105,4	94,2
16	Fu_Me	Fulda bei Mecklar	9.2	2.375	36,8	1,0	2	x	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	80,0	71,0	64,0
17	Fu_Ni	Fulda bei Niederaula	9.2	1.290	18,1	2,0	2	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	2,3	2,3	2,3
18	Gar	Gartroper Mühlenbach	11	7	3,2	1,4	5	x	-	-	-	x	-	-	-	x	x	-	x	k.A.	k.A.	k.A.
19	Nie	Niers	12	685	8,4	0,8	7	x	x	-	-	x	x	-	-	x	-	-	x	125,0	106,3	120,6
20	Schw	Schwalm	12	250	11,4	4,3	10	x	x	x	-	x	x	-	-	x	-	-	x	60,5	57,9	44,8
21	Has	Hase	15_g	2.530	25,0	1,0	1	x	x	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	45,4	45,4	24,8
22	Kim	Kimmer Brookbäke	16	10	1,5	1,4	2	x	x	-	x	x	x	x	-	x	-	x	x	67,1	60,4	46,4
23	Ger	Gersprenz	19	154	9,8	1,2	1	x	-	x	-	x	x	x	-	x	-	-	x	54,2	50,0	41,7
24	Rod	Rodau	19	71	2,9	2,0	5	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	15,0	12,5	15,0
25	San	Sandbach	19	116	2,6	2,6	12	x	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	x	65,4	57,7	65,4
26	Rhe	Rhein	20	152.880	117,5	0,7	2	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	111,7	106,6	111,7
<b>Mittelwert bzw. Anzahl Nennungen</b>				<b>561*</b>	<b>15,2</b>	<b>1,4</b>	<b>4</b>	<b>23</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>20</b>	<b>14</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>18</b>	<b>5</b>	<b>11</b>	<b>13</b>	<b>54,0</b>	<b>49,1</b>	<b>46,4</b>

\* berechnet unter Ausschluss des Gewässers Nr. 26 (Rhein), welches einen deutlichen Ausreißer im Hinblick auf die Größe des EZG darstellt.

k.A. es lagen keine Angaben vor

### 3.2 Auswirkung der Revitalisierungsmaßnahmen auf die Hydromorphologie

Im Folgenden soll dargestellt werden, in wie weit sich hydromorphologische Parameter an den revitalisierten Abschnitten von den Vergleichsabschnitten unterscheiden (Tab. 3). Hierzu wurden auf der Basis der Transektaufnahmen zur Hydromorphologie der Variationskoeffizient für Strömung und Tiefe der Gewässerabschnitte berechnet. Um die Vielfalt der Gewässerelemente zu beschreiben, wurde der Shannon-Wiener Index (Shannon & Weaver 1949) berechnet und die Vielfalt der Substrate anhand des Spatial-Diversity-Index (Fortin et al. 1999) ermittelt (vgl. Kapitel 2.3).

Für alle Kenngrößen wurde im Mittel eine **signifikante Zunahme** (Wilcoxon,  $p < 0,001$ ) in den revitalisierten Abschnitten ermittelt. Das bedeutet eine Erhöhung der Strömungsvarianz, Tiefenvarianz, Diversität der Gewässerelemente sowie Substratdiversität an den revitalisierten Abschnitten.

**Tab. 3:** Kenngrößen der hydromorphologischen Veränderung der Untersuchungsgewässer und Angabe der LAWA-Fließgewässertypen (FG-Typ). Die Varianz an Vergleichs- (Vergl.) und revitalisierten Abschnitten (Rev.) wurde mit dem Variationskoeffizienten, die Diversität der Elemente mit dem Shannon-Wiener Index und die Substratdiversität mit dem Spatial-Diversity-Index ermittelt. Zunahmen der Kenngrößen am revitalisierten Abschnitt werden fett gekennzeichnet. Die Anzahl der Messpunkte pro Transekt wird mit N angegeben. Bezüglich der Maßnahmen und Codes vgl. Tab. 2.

Gewässer (Code)	FG-Typ	Varianz Strömung		Varianz Tiefe		Substratdiversität		N	Diversität Gewässerelemente	
		Vergl.	Rev.	Vergl.	Rev.	Vergl.	Rev.		Vergl.	Rev.
Fal	5	0,190	0,127	0,314	<b>0,336</b>	0,29	0,10	5	0,69	<b>1,10</b>
Lac	5	0,247	<b>0,277</b>	0,294	<b>0,581</b>	0,11	<b>0,60</b>	5	0,00	<b>0,64</b>
Nid	5	0,232	<b>0,341</b>	0,250	<b>0,514</b>	0,26	<b>0,33</b>	10	0,00	<b>1,23</b>
Zil	5	0,402	0,376	0,429	<b>0,474</b>	0,51	0,39	5	1,04	1,04
Jos	5.1	0,117	<b>0,222</b>	0,222	<b>0,723</b>	0,38	<b>0,41</b>	2	0,33	<b>1,23</b>
Bre	6	0,380	0,338	0,572	0,405	0,54	<b>0,57</b>	10	0,87	0,45
Dil	9	0,270	<b>0,326</b>	0,434	<b>0,443</b>	0,42	<b>0,73</b>	10	0,45	<b>1,33</b>
Kin	9	0,000	<b>0,310</b>	0,131	<b>0,385</b>	0,51	0,26	10	0,00	<b>1,04</b>
Lah	9	0,300	<b>0,474</b>	0,462	<b>0,743</b>	0,23	<b>0,52</b>	10	1,27	<b>1,57</b>
Net	9	0,246	<b>0,361</b>	0,542	<b>0,588</b>	0,29	<b>0,40</b>	10	1,32	<b>1,35</b>
Ni_BV	9	0,300	<b>0,444</b>	0,362	<b>0,839</b>	0,37	0,25	10	0,64	<b>1,35</b>
Ni_II	9	0,223	<b>0,287</b>	0,338	<b>0,371</b>	0,12	<b>0,40</b>	3	0,00	<b>0,69</b>
Ni_Ra	9	0,000	0,000	0,483	<b>0,649</b>	0,04	<b>0,07</b>	3	0,00	<b>0,64</b>
Ruh	9	0,313	<b>0,371</b>	0,250	<b>0,469</b>	0,25	<b>0,42</b>	5	0,64	<b>1,46</b>
Uls	9	0,316	<b>0,477</b>	0,394	<b>0,614</b>	0,37	<b>0,67</b>	10	0,69	<b>1,46</b>
Fu_Me	9.2	0,158	<b>0,283</b>	0,275	<b>0,576</b>	0,10	<b>0,49</b>	8	0,00	<b>1,48</b>
Fu_Ni	9.2	0,271	0,220	0,284	<b>0,297</b>	0,26	<b>0,31</b>	6	0,00	<b>1,33</b>
Gar	11	0,232	<b>0,272</b>	0,264	<b>0,435</b>	0,29	<b>0,42</b>	5	0,95	0,64
Nie	12	0,000	<b>0,138</b>	0,203	<b>0,353</b>	0,34	<b>0,47</b>	10	0,00	<b>1,33</b>
Schw	12	0,000	<b>0,046</b>	0,235	<b>0,371</b>	0,30	<b>0,50</b>	10	0,95	<b>1,58</b>
Has	15_g	0,000	0,000	0,000	<b>0,297</b>	0,15	0,15	3	0,00	0,00
Kim	16	0,000	<b>0,298</b>	0,000	<b>0,377</b>	0,18	<b>0,45</b>	5	0,00	0,00
Ger	19	0,218	<b>0,542</b>	0,345	<b>0,544</b>	0,16	<b>0,33</b>	10	0,56	<b>1,23</b>
Rod	19	0,252	0,164	0,479	0,419	0,17	<b>0,42</b>	5	0,69	<b>1,56</b>
San	19	0,000	<b>0,077</b>	0,000	<b>0,455</b>	0,11	0,07	5	0,00	<b>1,04</b>
Rhe	20	0,000	<b>0,184</b>	0,299	<b>0,594</b>	0,01	<b>0,13</b>	3	0,00	<b>0,56</b>

In 19 von 26 Fällen (entspricht 73 %) hat die **Strömungsvarianz** zugenommen. Die größte Varianz der Strömungsdiversität wurde an den revitalisierten Abschnitten von Gersprenz, Ulster, Lahn sowie Nidda bei Bad Vilbel gemessen, bei diesen Gewässern gab es ebenfalls einen Anstieg der Tiefenvarianz und, mit Ausnahme der Nidda bei Bad Vilbel, auch eine Erhöhung der Substratdiversität. Die größten Unterschiede hinsichtlich der Strömungsvarianz zwischen Vergleichs- und revitalisiertem Abschnitt wurden an Gersprenz, Kinzig und Kimmer-Brookbäke erzielt. Sowohl an revitalisiertem als auch Vergleichsabschnitt von Hase und Nidda bei Ranstadt wurde keine Strömungsvarianz festgestellt (Wert 0). An der Nidda bei Ranstadt wurde an beiden Abschnitten eine hohe Verkräutung festgestellt, die vermutlich durch eine Stausituation flussabwärts ausgelöst wird. An Zillierbach, Brend, Fallbach, Rodau und Fulda bei Niederaula war die Strömungsvarianz am Vergleichsabschnitt höher als an den revitalisierten Abschnitten.

Bezogen auf die **Tiefenvarianz** wurde an 24 von 26, also an 92 % der Gewässer eine Erhöhung am revitalisierten Abschnitt erzielt. Lediglich Rodau und Brend wiesen am Vergleichsabschnitt eine geringfügig höhere Tiefenvarianz auf, was zumindest an der Brend auf die Art der Maßnahme zurückzuführen ist. Die höchste Varianz der Tiefe wurde an Nidda bei Bad Vilbel, Lahn und Josbach ermittelt, die größten positiven Differenzen zwischen Vergleichsabschnitt und revitalisiertem Abschnitt erzielten Josbach, Nidda bei Bad Vilbel und Sandbach. Hier führten beispielsweise Strömungsenker, Totholzeintrag sowie Abflachung der Ufer oder Anlage von Seitenarmen zu Sohlhebung und Riffle-Pool-Situationen.

Bezogen auf die **Substratdiversität** wurde in 20 von 26 Fällen (entspricht 77 %) eine Erhöhung am revitalisierten Abschnitt nachgewiesen. Die höchste Substratdiversität wurde an revitalisierten Abschnitten von Dill, Ulster, Lache, Brend und Lahn erzielt. Die höchsten Differenzen zwischen revitalisiertem und Vergleichsabschnitt wurden durch die Maßnahmen an der Lache und Fulda bei Mecklar erreicht. Bei der Interpretation der Substratdiversität ist weiter zu berücksichtigen, dass beispielsweise die Gersprenz (Fließgewässertyp 19) natürlich bedingt eine viel geringere Substratdiversität erreichen würde als die Ulster (Fließgewässertyp 9).

Zu den Gewässerelementen zählen Hauptarm, Seitenarm, Inseln sowie Sand- oder Kiesbänke (mit oder ohne Bewuchs), Tümpel, Totholzverkläunungen und Baumstämme. Die **Diversität der Gewässerelemente** ist an den revitalisierten Abschnitten in 21 von 26 Fällen (entspricht 81 %) angestiegen. An der Fulda bei Mecklar, Fulda bei Niederaula, Niers und Nidder wurde eine deutlich höhere Diversität der Gewässerelemente an den revitalisierten Abschnitten festgestellt, was beispielsweise im Fall der Fulda bei Mecklar auf die Anlage eines Seitenarms, dem Totholzeintrag, der Inselbildung sowie der durch Uferabflachung entstandenen Uferbänke zurückzuführen ist. Demgegenüber findet sich im Vergleichsabschnitt nur ein monotoner Hauptarm.

Geringe Unterschiede in den hydromorphologischen Parametern zwischen revitalisierten und Vergleichsabschnitten sind bei Maßnahmen zu erwarten, die nicht unbedingt eine Verände-



rung des Hauptstroms nach sich ziehen. Dies ist beispielsweise bei einer Altarmanbindung der Fall (z.B. Kinzig) oder auch die Entfernung von Wehren wie bei der Brend oder dem Zillierbach. Vollständige Umgestaltungen des Gewässerbettes mit Neuanlage von Seitenarmen bei gleichzeitiger Aufwertung des Hauptstroms mit Strömungslenkern und Totholz führen beispielsweise an der Ulster oder Fulda bei Mecklar zu einer deutlichen Erhöhung der Diversität der Gewässerelemente.

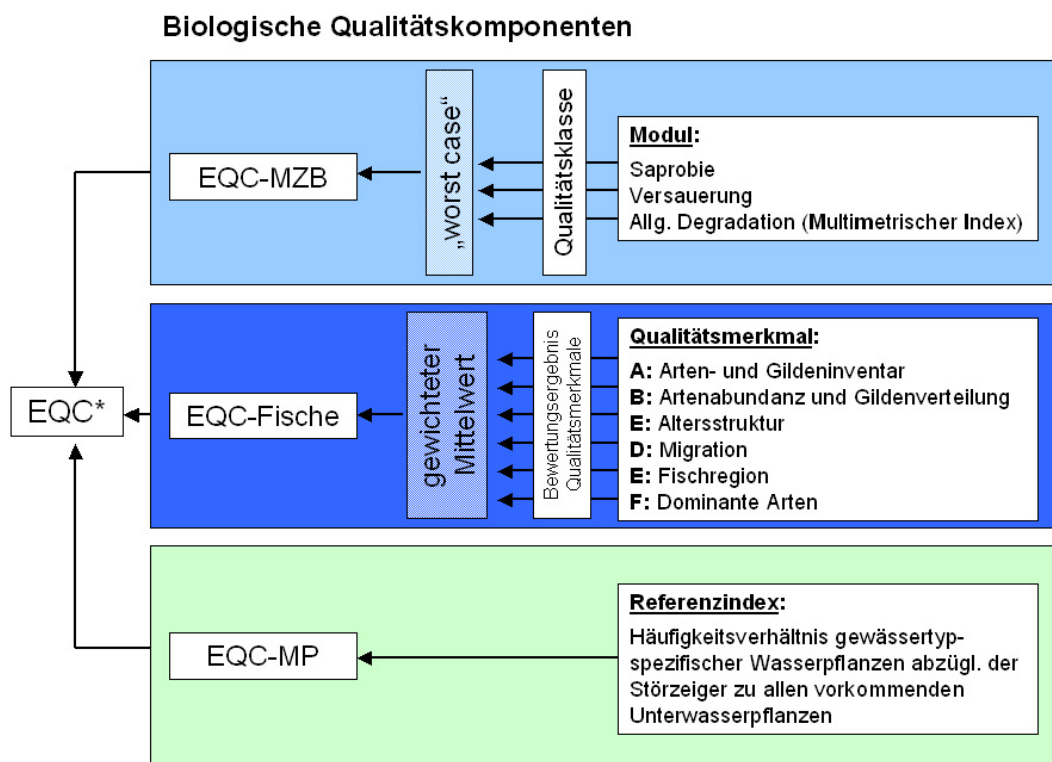
**Als Fazit dieser Auswertung ist festzuhalten, dass die hydromorphologische Situation der Gewässer nach Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahme als deutlich diverser einzustufen ist. Die Strömungsvarianz hat in 73 %, die Tiefenvarianz in 92 %, die Diversität der Gewässerelemente in 81 % und die Substratdiversität in 77 % der Fälle zugenommen.**

### **3.3 Bewertungsergebnisse der untersuchten Gewässerabschnitte nach EG-WRRL**

Anhand der einzelnen untersuchten Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos, Makrophyten und Fische) kann der ökologische Zustand des Gewässers bzw. der einzelnen Untersuchungsabschnitte abgeleitet werden. In den folgenden Kapiteln sollen zunächst die Bewertungsergebnisse der einzelnen Qualitätskomponenten separat betrachtet werden (Kapitel 3.3.1 bis 3.3.3). Im Focus steht hierbei der Vergleich der Bewertungsergebnisse von revitalisierten Abschnitten und Vergleichsabschnitten. Im Kapitel 3.3.4 erfolgt anschließend die Betrachtung der Bewertungsergebnisse aller Qualitätskomponenten im Gesamtkontext.

Zum besseren Verständnis sollen kurz die wichtigsten im Bericht verwandten Begriffe hinsichtlich der Bewertungssysteme erläutert werden; eine schematische Übersicht ist in Abb. 4 dargestellt. Die Ableitung der ökologischen Zustandsklasse für die **Qualitätskomponente Makrozoobenthos** (im Folgenden als **EQC-MZB** bezeichnet) basiert auf dem Bewertungsergebnis dreier Module: Saprobie, Allgemeine Degradation und ggf. Versauerung. Hierbei ist zu erwähnen, dass das Modul „Versauerung“ lediglich für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 (Grobmaterialreiche und feinmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche, d.h. Fallbach, Lache, Nidder, Zillierbach und Josbach) relevant ist. Die Ergebnisse dieser Module werden auf der Basis der Taxalisten berechnet und anschließend in eine Qualitätsklasse zwischen eins („sehr gut“) und fünf („schlecht“) überführt. Basierend auf dieser Einstufung wird die EQC-MZB durch das jeweils schlechteste Ergebnis der einzelnen Module vorgegeben („Worst-Case-Prinzip“), für weitere Details siehe Meier et al. (2006b).





\* EQC: **E**cological **Q**uality **C**lass

**Abb. 4:** Schematische Übersicht des Aufbaus der Bewertungsverfahren sowie die wesentlichen im Bericht verwandten Begriffe. MZB = Makrozoobenthos, MP = Makrophyten. Die entsprechenden Kurzbezeichnungen werden im Bericht durchgängig weiter verwendet. Die Ableitung der Ökologischen Zustandsklasse (EQC) auf der Basis der drei Qualitätskomponenten erfolgt nach dem „Worst-Case-Prinzip“.

Die ökologische Zustandsklasse für die **Qualitätskomponente Fische** (im Folgenden als **EQC-Fische** bezeichnet) basiert auf dem gewichteten Mittel aus sechs fischökologischen Qualitätsmerkmalen. Aus dem Gesamtergebnis wird die Qualitätsklasse abgeleitet, die Werte zwischen eins („sehr gut“) und fünf („schlecht“) annehmen kann.

Zu den fischökologischen Qualitätsmerkmalen zählen

- Arten- und Gildeninventar (A)
- Artenabundanz und Gildenverteilung (B)
- Altersstruktur (C)
- Migration (D)
- Fischregion (E)
- Dominante Arten (F).

Das Bewertungsergebnis eines jeden Qualitätsmerkmals ergibt sich wiederum aus dem Mittelwert bestimmter numerischer Parameterwerte, auf die jedoch nicht weiter eingegangen

werden soll. Weiterführende Informationen finden sich in Dußling et al. (2005) und Diekmann et al. (2005).

Die ökologische Zustandsklasse für die **Qualitätskomponente Makrophyten** (im Folgenden als **ECQ-MP** bezeichnet) wird aus dem Referenzindex Fließgewässer Makrophyten ( $RI_{FG}$ ) abgeleitet. Der  $RI_{FG}$  ist das Häufigkeitsverhältnis der gewässertypspezifischen Wasserpflanzen, Armeleuchteralgen und Wassermoose unter Abzug der Störzeiger zu allen vorkommenden Unterwasserpflanzen. Die Zustandsklassen liegen zwischen eins („sehr gut“), dem bestmöglichen ökologischen Zustand im Sinne der EG-WRRL und fünf („schlecht“) dem schlechtesten ökologischen Zustand. Weitere Details können Schaumburg et al. (2007) entnommen werden.

### 3.3.1 Makrozoobenthos (MZB)

Zunächst sollen die Bewertungsergebnisse für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos (EQC-MZB) jeweils für den revitalisierten Abschnitt sowie für den Vergleichsabschnitt betrachtet werden (Tab. 4).

**Tab. 4:** Ergebnis der ökologischen Zustandsklasse für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos. Angabe erfolgt jeweils für den Vergleichsabschnitt sowie revitalisierten Abschnitt der 26 analysierten Gewässer. Die „Tendenz“ gibt an, ob der revitalisierte Abschnitt besser (+), schlechter (-) oder gleich (0) bewertet wird. Unsichere Bewertungsergebnisse nach Perloides sind gekennzeichnet (\*). Bezüglich der untersuchten Gewässer bzw. Maßnahmen sowie Verwendung der Codes vgl. Tab. 2.

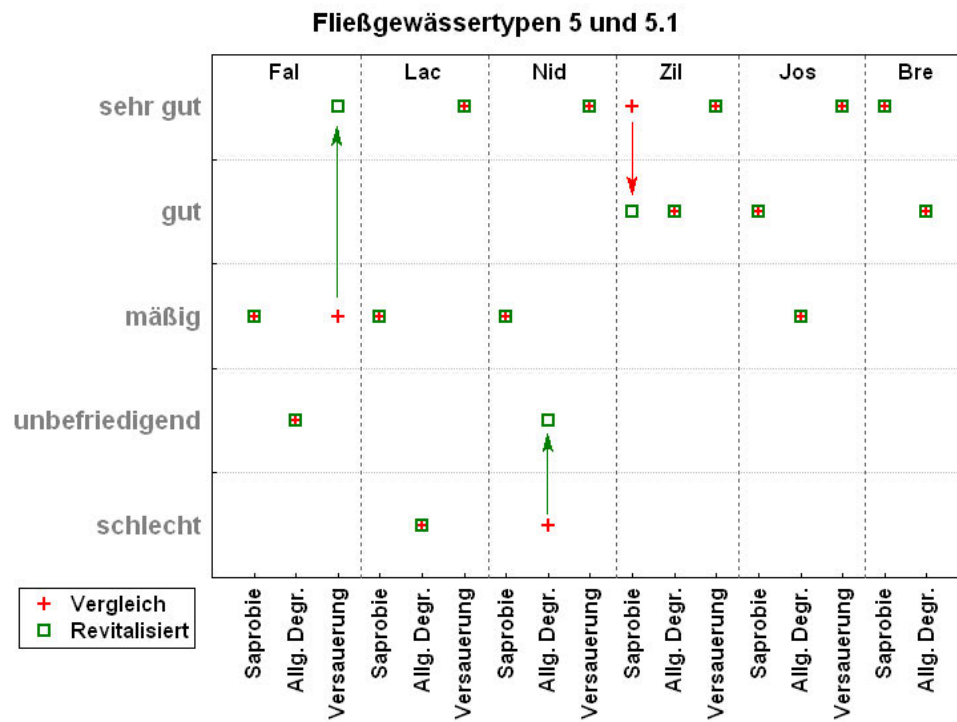
	Fal	Lac	Nid	Zil	Jos	Bre	Dil	Kin	Lah	Net	Ni_BV	Ni_II	Ni_Ra	Ruh	Uls	Fu_Me	Fu_Ni	Gar	Nie	Schw	Has	Kim	Ger	Rod	San	Rhe
Vergleich	4*	5*	5*	2	3	2	4	5	4	3	5	5*	5	3	3	3	2	2*	2	3	2	5*	2	4	3*	5
Revitalisiert	4*	5*	4*	2	3	2	4	5	5	3*	5	5	5	4	2	2	4	2	3	3	3*	3*	2*	4	2	5
Tendenz	0	0	+	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	-	+	+	-	0	-	0	-	+	0	0	+	0

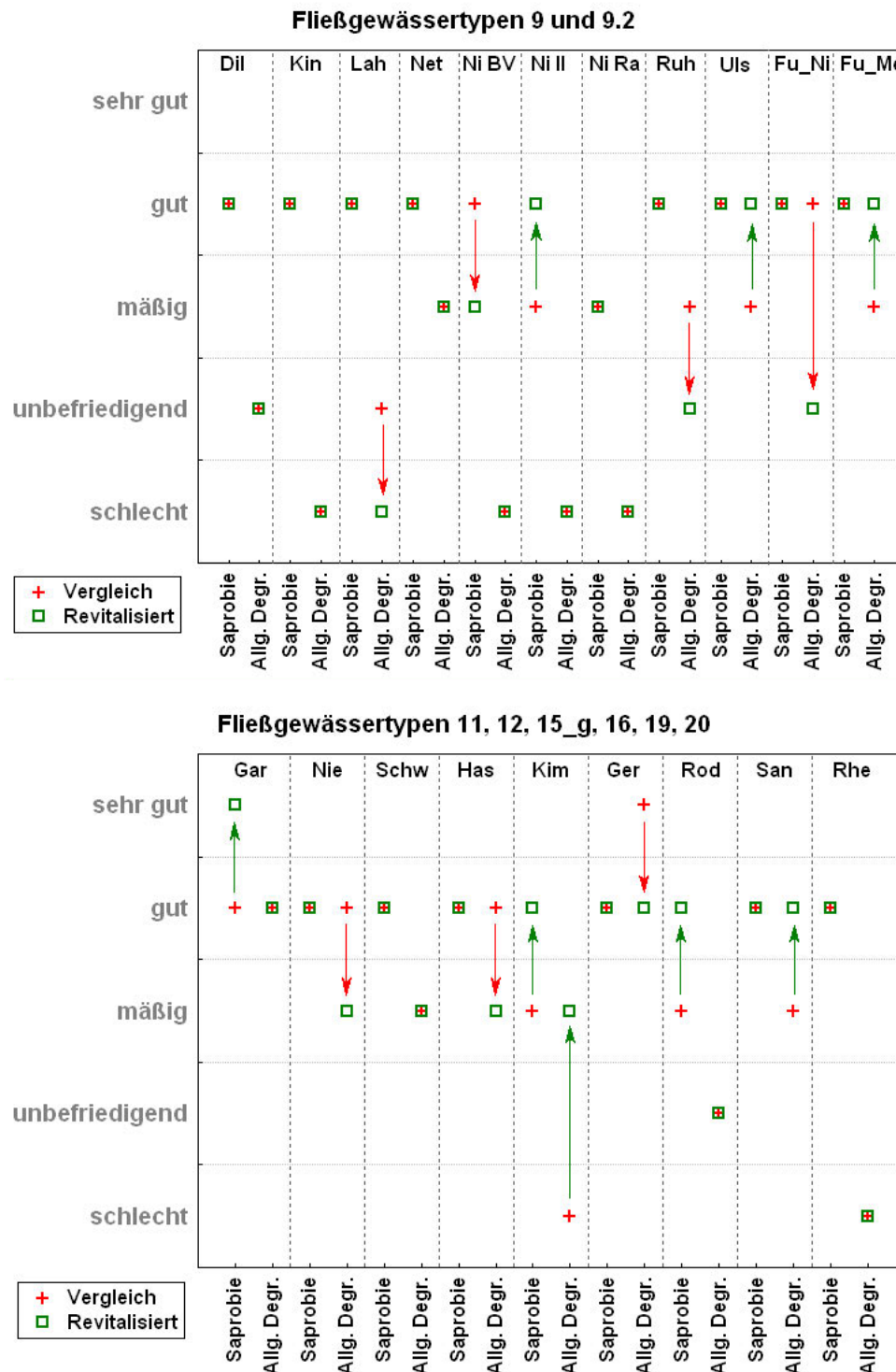
In fünf von insgesamt 26 Fällen werden die revitalisierten Abschnitte besser bewertet als die Vergleichsabschnitte. Dies sind die Gewässer Nidder, Ulster, Fulda bei Mecklar, Kimmer-Brookbäke und Sandbach. Dabei erzielten die revitalisierten Abschnitte an Ulster, Fulda bei Mecklar und Sandbach, bezogen auf die Qualitätskomponente Makrozoobenthos, den „guten“ ökologischen Zustand. Das bedeutet nach den Kriterien der EG-WRRL besteht kein (weiterer) Handlungsbedarf. Bei der Nidder und der Kimmer-Brookbäke werden die Vergleichsabschnitte mit „schlecht“ bewertet – die revitalisierten mit „unbefriedigend“ bzw. „mäßig“. Damit werden die revitalisierten Abschnitte zwar besser als die Vergleichsabschnitte bewertet, es besteht im Sinne der EG-WRRL jedoch weiterhin Handlungsbedarf, um den ökologischen Zustand der Gewässer anzuheben.

Sechzehn Gewässer zeigen keine Unterschiede in der EQC-MZB zwischen revitalisierten und Vergleichsabschnitten. Davon erzielten vier Gewässer den „guten“ ökologischen Zustand an beiden Abschnitten (Zillierbach, Brend, Gartroper Mühlenbach und Gersprenz). Bei fünf

der insgesamt 26 untersuchten Maßnahmen wurden die revitalisierten Abschnitte schlechter als die Vergleichsabschnitte bewertet (Lahn, Ruhr, Fulda bei Niederaula, Niers und Hase).

Aus Abb. 5 wird ersichtlich, auf welches Modul (Saprobie, Allgemeine Degradation und ggf. Versauerung) die Unterschiede in der EQC-MZB zwischen Vergleichs- und revitalisierten Abschnitten zurückzuführen sind.





**Abb. 5:** Darstellung der EQC-MZB basierend auf den einzelnen Modulen Saprobie, Allgemeine Degradation (Allg. Degr.) und Versauerung (nur für Fließgewässertypen 5 und 5.1 relevant, vgl. Angaben hierzu im Text). Bei identischen Ergebnissen überlappen sich die Signaturen für den Vergleichsabschnitt und den revitalisierten Abschnitt. Grüne Pfeile: Der revitalisierte Abschnitt wird besser als der Vergleichsabschnitt bewertet. Rote Pfeile: Der revitalisierte Abschnitt wird schlechter als der Vergleichsabschnitt bewertet.

In sechs der 26 Fälle kommt es zu einem Unterschied der Qualitätsklasse im Modul „Saprobie“ (2 x schlechter, 4 x besser) und bei elf der 26 Gewässer zu einem Unterschied in der Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ (5 x besser, 6 x schlechter).

Hinsichtlich des Moduls „Versauerung“ treten bei vier der fünf diesbezüglich relevanten Gewässer keine Unterschiede zwischen Vergleichs- und revitalisierten Abschnitten auf (Lache, Nidder, Zillierbach sowie Josbach). Beide Abschnitte erzielen die Qualitätsklasse „sehr gut“ oder „gut“. Am Fallbach wird die Qualitätsklasse des Moduls Versauerung von „mäßig“ an der Vergleichsstrecke auf „sehr gut“ am revitalisierten Abschnitt angehoben.

Neben den Unterschieden in den Qualitätsklassen sollen im Folgenden zusätzlich die Differenzen der Indexwerte (Saprobienindex und MMI) betrachtet werden. Hintergrund ist der, dass unter Umständen große Unterschiede zwischen Indexwerten revitalisierter und Vergleichsabschnitte vorliegen können, sich letztere jedoch nicht in unterschiedlichen Zustandsklassen widerspiegeln müssen.

Die Abbildungen 6 und 7 verdeutlichen diesen Zusammenhang. Aufgetragen sind jeweils für die einzelnen Gewässer die gemessenen Differenzen zwischen revitalisierten und Vergleichsabschnitten.

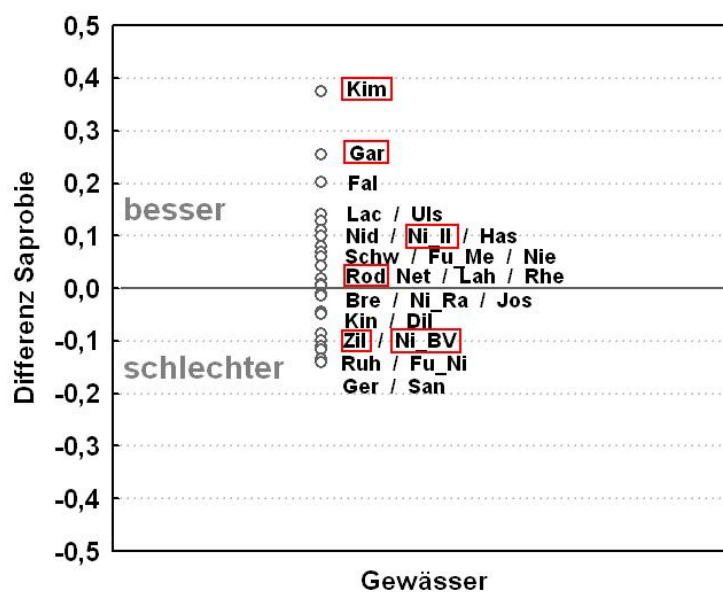
Während bei der Rodau eine positive Differenz von 0,04 zu einer Einstufung des revitalisierten Abschnittes in eine bessere Qualitätsklasse führt, ist dies z.B. bei Fallbach, Lache oder Ulster (Unterschiede von 0,20, 0,14 und 0,13) nicht der Fall (Abb. 6). Der Grund hierfür ist, dass der gemessene Saprobienindex der Rodau in unmittelbaren Grenzbereich zwischen „mäßig“ und „gut“ liegt, so dass die verhältnismäßig niedrige Differenz bereits zur Einstufung in eine unterschiedliche Qualitätsklasse führt.

**Abb. 6:** Darstellung der Differenz im **Saprobienindex** zwischen Vergleichsabschnitt und revitalisiertem Abschnitt.

**Positive Werte:** Revitalisierter Abschnitt wird **besser** bewertet als der Vergleichsabschnitt.

**Negative Werte:** Revitalisierter Abschnitt wird **schlechter** bewertet als der Vergleichsabschnitt.

**Markierte Gewässer:** Differenzen führen zur Einstufung in unterschiedliche Qualitätsklassen.

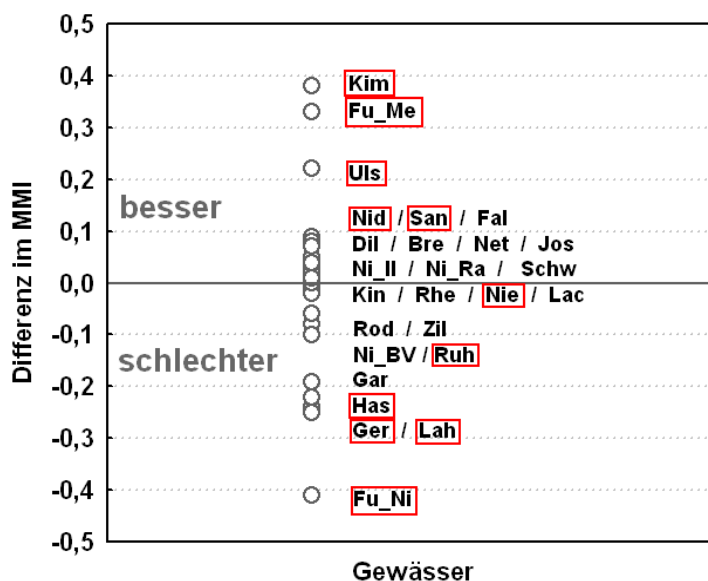


**Abb. 7:** Darstellung der Differenz im **Multimetrischen Index (MMI)** zwischen revitalisiertem und Vergleichsabschnitt.

**Positive Werte:** Revitalisierter Abschnitt wird **besser** als der Vergleichsabschnitt bewertet.

**Negative Werte:** Revitalisierter Abschnitt wird **schlechter** als der Vergleichsabschnitt bewertet.

**Markierte Gewässer:** Differenzen führen zur Einstufung in unterschiedliche Qualitätsklassen.



Ähnlich wie beim Saprobienindex wird deutlich, dass auch beim MMI vergleichsweise niedrige Differenzen zwischen revitalisierten und Vergleichsgewässern zur Einstufung in unterschiedliche ökologische Qualitätsklassen führen können (z.B. Niers, Abb. 7). Dies trifft allerdings nur dann zu, wenn die gemessenen Indexwerte nahe an einer Klassengrenze liegen.

Darüber hinaus bleibt festzuhalten, dass die auf der Basis des Moduls „Saprobie“ abgeleiteten Qualitätsklassen mit Ausnahme der Gersprenz generell besser oder zumindest gleich gut sind wie die Qualitätsklassen, die auf der Basis des Moduls „Allgemeine Degradation“ abgeleitet werden (vgl. Abb. 5). Das bedeutet, dass im Hinblick auf die EQC-MZB das Ergebnis aufgrund des „Worst-Case-Prinzips“ im Wesentlichen vom Modul „Allgemeine Degradation“ vorgegeben wird. Damit einher geht, dass die Differenzen der EQC-MZB zwischen revitalisierten und Vergleichsabschnitten (vgl. Tab. 4) ebenfalls allein auf die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ zurückzuführen sind (vgl. Abb. 5).

**Als Fazit dieser Auswertung bleibt festzuhalten, dass in fünf von 26 Fällen ein besseres Bewertungsergebnis an den revitalisierten Abschnitten erzielt wurde. In 16 Fällen wurde kein Unterschied hinsichtlich der Qualitätsklasse festgestellt und in fünf Fällen fiel das Bewertungsergebnis schlechter aus. In drei Fällen wurde ein Wechsel von einem mäßigen Bewertungsergebnis im Vergleichsabschnitt zu einem guten Ergebnis im revitalisierten Abschnitt verzeichnet.**

### 3.3.2 Fische

In Tabelle 5 sind die Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente Fische (EQC-Fische) für die Vergleichsstrecke und den Vergleichsabschnitt dargestellt. Es konnten lediglich 25



Gewässer ausgewertet werden, da für die Ulster keine Genehmigung für eine Elektrofischung erteilt wurde und für dieses Gewässer somit keine Daten vorliegen (vgl. Kap. 2.4).

**Tab. 5:** Ergebnis der ökologischen Zustandsklasse für die Qualitätskomponente Fische. Angabe erfolgt jeweils für den Vergleichsabschnitt sowie für den revitalisierten Abschnitt der 26 Untersuchungs-gewässer. Die „Tendenz“ gibt an, ob der revitalisierte Abschnitt besser (+), schlechter (-) oder gleich (0) bewertet wird. Bezüglich der untersuchten Gewässer bzw. Maßnahmen sowie Verwendung der Codes vgl. Tab. 2.

	Fal	Lac	Nid	Zil	Jos	Bre	Dil	Kin	Lah	Net	Ni_BV	Ni_Il	Ni_Ra	Ruh	Uls	Fu_Me	Fu_Ni	Gar	Nie	Schw	Has	Kim	Ger	Rod	San	Rhe
Vergleich	4	4	4	2	3	2	3	5	5	2	4	4	5	4		4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	4
Revitalisiert	4	5	4	2	1	3	4	4	4	2	3	4	5	3		3	3	4	3	2	3	5	5	5	4	3
Tendenz	0	-	0	0	+	-	-	+	+	0	+	0	0	+		+	+	0	+	+	+	0	0	0	+	+

Bei 12 der 25 Gewässer (Josbach, Kinzig, Lahn, Nidda bei Bad Vilbel, Ruhr, Fulda bei Mecklar, Fulda bei Niederaula, Niers, Schwalm, Hase, Sandbach und Rhein) wurde die EQC-Fische an den revitalisierten Abschnitten besser bewertet als an den Vergleichsabschnitten. Mit Ausnahme des Josbach („sehr gut“) und der Schwalm („gut“) fallen diese Abschnitte jedoch in die Qualitätsklassen „mäßig“ und „unbefriedigend“. Es besteht demnach weiterhin Handlungsbedarf, um den von der EG-WRRL geforderten guten ökologischen Zustand zu erreichen.

Bei zehn Gewässern (Fallbach, Nidder, Zillierbach, Nette, Nidda bei Ilbenstadt, Nidda bei Ranstadt, Gartroper Mühlenbach, Kimmer-Brookbäke, Gersprenz und Rodau) stimmt die EQC-Fische bezüglich revitalisiertem und Vergleichsabschnitt überein. An Zillierbach und Nette erzielen die Bewertungsergebnisse von Vergleichsstrecke und revitalisiertem Abschnitt einen „guten“ Zustand. Demnach besteht für beide Abschnitte kein weiterer Handlungsbedarf nach EG-WRRL.

Lediglich im Fall der Lache, Brend und Dill werden die revitalisierten Abschnitte in eine schlechtere Qualitätsklasse eingestuft als der Vergleichsabschnitt, wobei der Vergleichsabschnitt der Brend mit „gut“ und der revitalisierte Abschnitt mit „mäßig“ bewertet wurde.

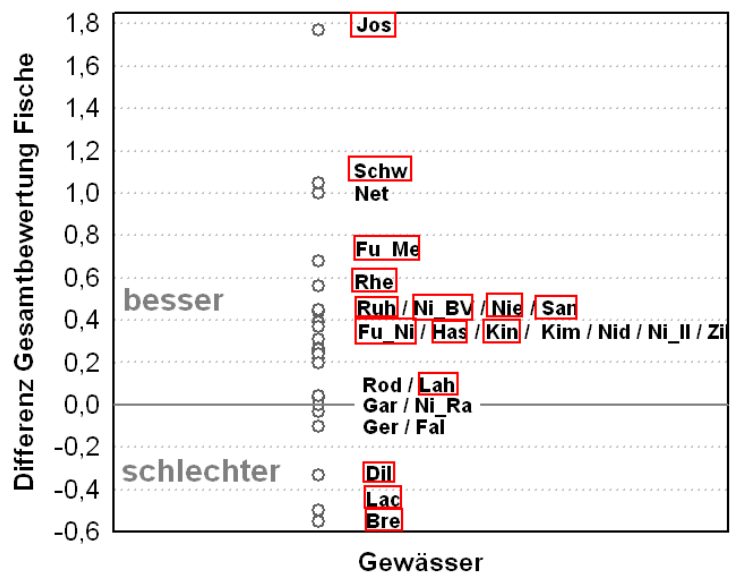
Neben den Unterschieden in den resultierenden Qualitätsklasse soll im Folgenden zusätzlich die Unterschiede der Gesamtbewertung zwischen revitalisierten und Vergleichsabschnitten betrachtet werden (Abb. 8).

**Abb. 8:** Darstellung der Differenz der **Gesamtbewertung Fische** zwischen revitalisiertem und Vergleichsabschnitt.

**Positive Werte:** Revitalisierter Abschnitt wird **besser** als der Vergleichsabschnitt bewertet.

**Negative Werte:** Revitalisierter Abschnitt wird **schlechter** als der Vergleichsabschnitt bewertet.

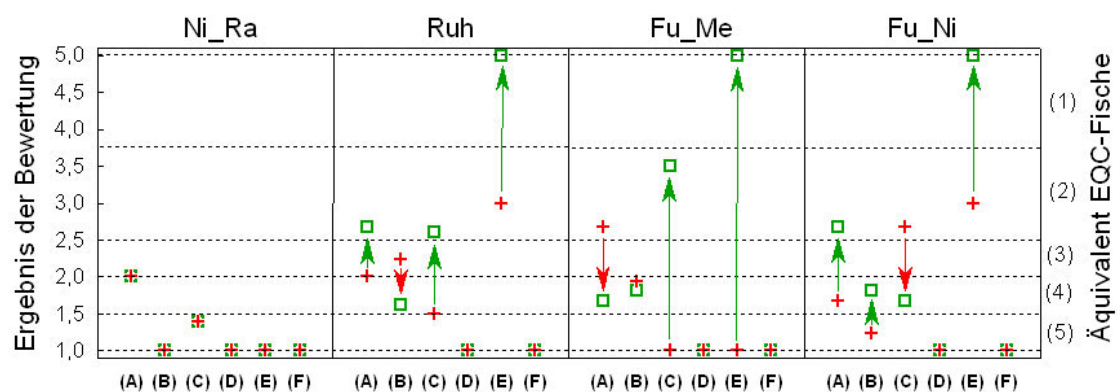
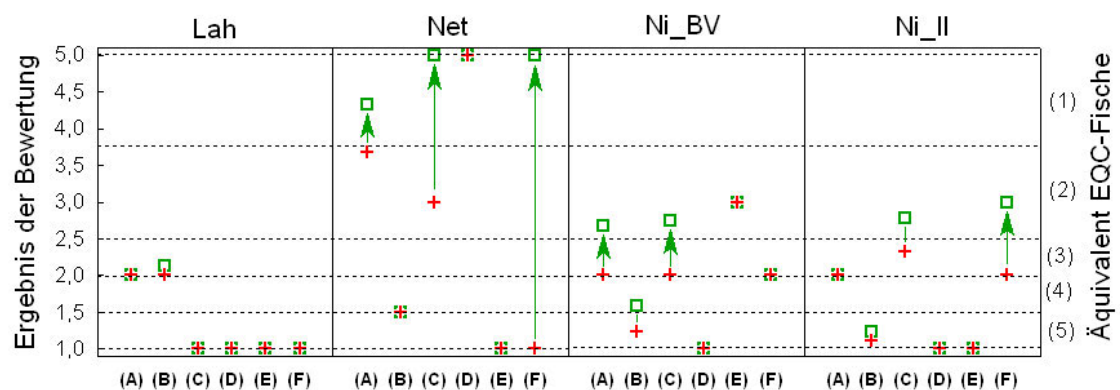
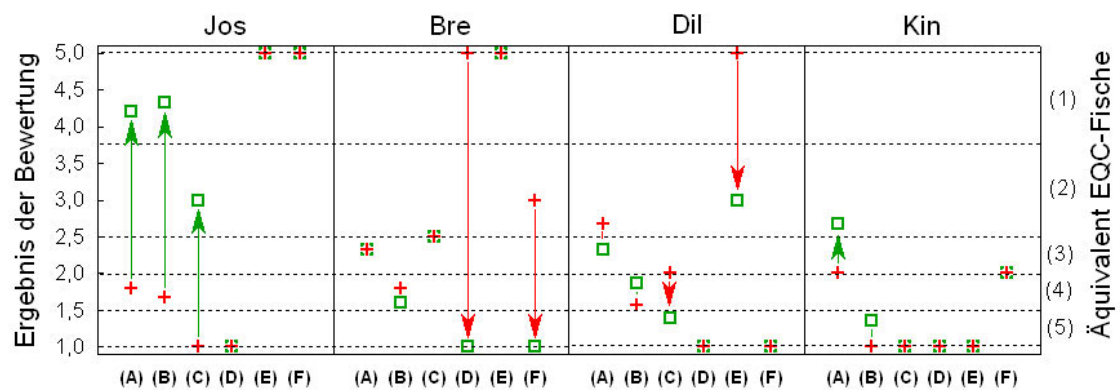
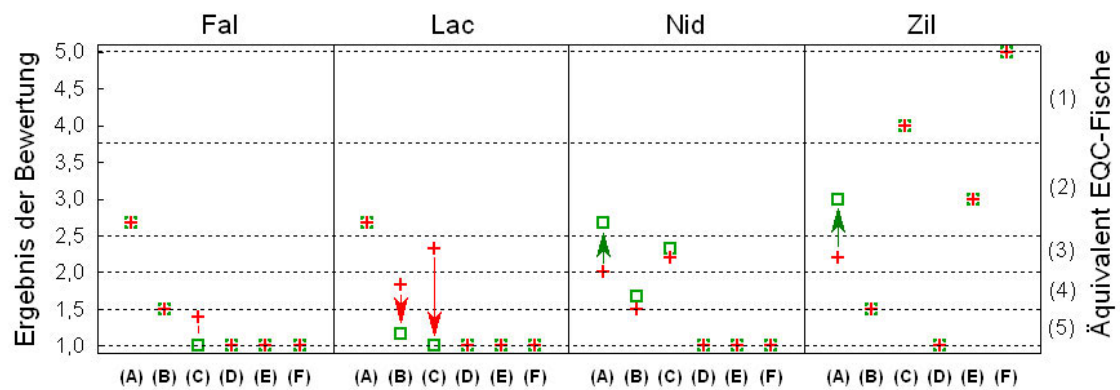
**Markierte Gewässer:** Differenzen führen zur Einstufung in unterschiedliche Qualitätsklassen.

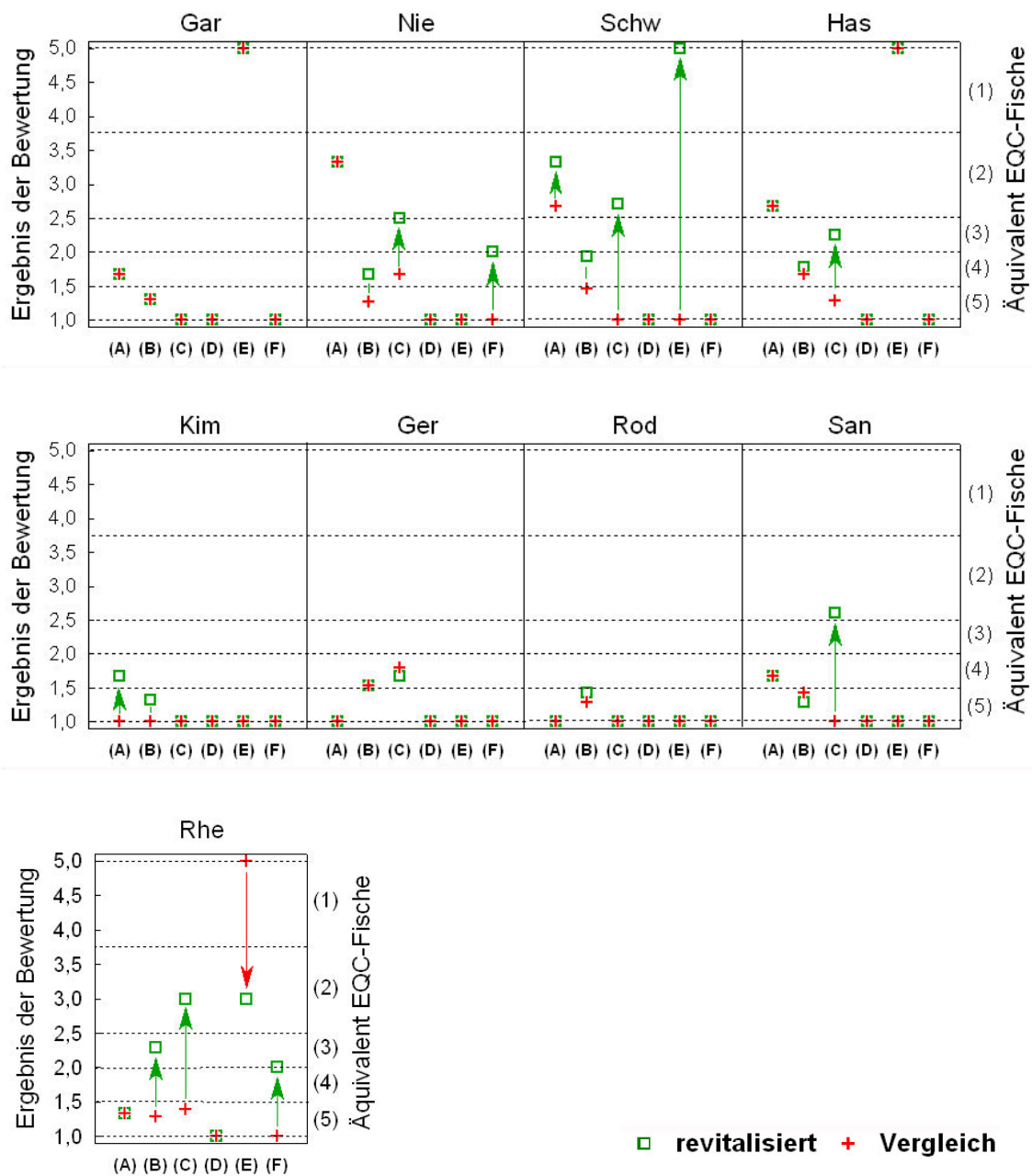


Im Vergleich von Tab. 5 und Abb. 8 wird deutlich, dass der revitalisierte Abschnitt und die Vergleichsstrecke mancher Gewässer trotz geringer Differenz in der Gesamtbewertung einer anderen EQC-Fische zugeordnet werden (z.B. Lahn), andere dagegen trotz relativ großer Differenzen in die gleiche EQC-Fische fallen (z.B. Nette). Das bedeutet, dass im Fall der Lahn lediglich aufgrund der Nähe zur Klassengrenze eine Einstufung in unterschiedliche EQCs resultiert. Bei der Nette kommt es dagegen trotz einer relativ großen Differenz zur Einordnung in die gleiche EQC-Fische.

Im Folgenden soll kurz auf die Bewertungsergebnisse der Qualitätsmerkmale eines jeden Gewässers eingegangen werden (Abb. 9). Die Klassifizierung erfolgt auf derselben Ebene wie die Gesamtbewertung und wird in Abbildung 9 als „Äquivalent EQC-Fische“ bezeichnet (vgl. Kapitel 3.3). Zu berücksichtigen ist, dass den von der EG-WRRL vorgesehenen Qualitätsmerkmalen Arten- und Gildeninventar (A), Artenabundanz und Gildenverteilung (B) sowie Altersstruktur (C) in der Gesamtbewertung eine ebenso starke Gewichtung zukommt, wie den übrigen drei Merkmalen zusammen.







**Abb. 9:** Bewertung der fischökologischen Qualitätsmerkmale von 25 Untersuchungsgewässern. Die Klassifizierung erfolgt auf derselben Ebene wie die der Gesamtbewertung EQC-Fische (in Grafik mit Äquivalent EQC-Fische bezeichnet). Es gilt (1) sehr gut, (2) gut, (3) mäßig, (4) unbefriedigend, (5) schlecht sowie (A) Arten- und Gildeninventar, (B) Artenabundanz und Gildenverteilung, (C) Altersstruktur, (D) Migration, (E) Fischregion und (F) Dominante Arten.

Während die Bewertung des Qualitätsmerkmals Migration (D) mit Ausnahme der Brend für den revitalisierten Abschnitt und die Vergleichsstrecke durchweg gleich ausfällt, führen überwiegend die Qualitätsmerkmale Arten- und Gildeninventar (A), Artenabundanz und Gildenverteilung (B) sowie Altersstruktur (C), aber auch die verbleibenden Qualitätsmerkmale Fischregion (E) (im Falle der Dill, Ruhr, Fulda bei Mecklar, Fulda bei Niederaula, Schwalm und Rhein) und Dominante Arten (F) (im Falle der Brend, Nette, Nidda bei Ilbenstadt, Niers und Rhein) in unterschiedlichem Maße zu den abweichenden Bewertungsergebnissen bei revitalisiertem und Vergleichsabschnitt.

Hinsichtlich der Qualitätsmerkmale Arten- und Gildeninventar (A), Artenabundanz und Gildenverteilung (B) sowie Altersstruktur (C) sind nennenswerte Verbesserungen beim überwiegenden Teil der Gewässer zu verzeichnen.

Ursache für das bessere Abschneiden dieser drei Merkmale bei dem Großteil der Gewässer ist möglicherweise, dass die ökologischen Ansprüche der Arten hinsichtlich Strömung, Laichsubstrat, Nahrung, etc. durch die verbesserte Struktur der revitalisierten Abschnitte eher erfüllt werden. Das bessere Abschneiden des revitalisierten Abschnittes ist jedoch vielfach auch auf nur geringfügige Unterschiede beider Taxalisten zurückzuführen, die möglicherweise im Zusammenhang mit den im revitalisierten Abschnitt oft höheren Individuenzahlen (s. folgender Absatz) stehen. Beispielsweise wurde der revitalisierte Abschnitt der Nidder besser bewertet, weil hier alle zu erwartenden Trophiegilden vorhanden waren. Eine dieser Trophiegilden, die Gilde „Invertipiscivor“, wurde durch die Bachforelle vertreten, von der im revitalisierten Abschnitt ein Individuum erfasst wurde, die im Vergleichsabschnitt dagegen nicht nachgewiesen werden konnte. Auch beim Qualitätsmerkmal Altersstruktur führte diese Bachforelle sowie ein einzelnes Exemplar der Hasel zu besseren Bewertungsergebnissen, da bei < 10 Individuen die Bewertung ganz entfällt, bei keinem Nachweis dagegen eine schlechte Bewertung vergeben wird.

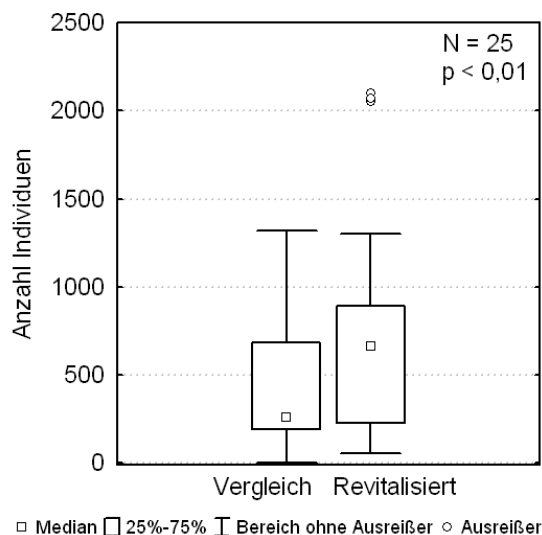
Bei einem Vergleich der in den revitalisierten Abschnitten sowie in den Vergleichsabschnitten erfassten Individuenzahlen in Tab. 6 wird deutlich, dass beim überwiegenden Teil der Gewässer die Individuenzahl im revitalisierten Abschnitt deutlich höher lag als in der Vergleichsstrecke (Abb. 10). Dies könnte auf die verbesserte Struktur zurückgeführt werden, kann jedoch auch durch die einfachere Befischbarkeit (insbesondere bei größeren und tieferen Gewässern) des revitalisierten Abschnittes mit verursacht sein.

**Tab. 6:** Erfasste Individuenzahlen der Fischkartierung an Vergleichs- und revitalisierten Abschnitten. Die Tendenz gibt an, ob die Summe der Fische am revitalisierten Abschnitt höher (+) oder niedriger (-) ist.

	Fal	Lac	Nid	Zil	Jos	Bre	Dil	Kin	Lah	Net	Ni_BV	Ni_II	Ni_Ra	Ruh	Fu_Me	Fu_Ni	Gar	Nie	Schw	Has	Kim	Ger	Rod	San	Rhe
<b>Vergleich</b>	228	89	95	256	119	251	1317	44	610	493	261	439	192	684	195	202	423	820	1015	1221	0	979	768	454	191
<b>Revitalisiert</b>	111	107	225	273	117	329	2051	53	415	776	719	742	264	2098	1132	91	909	895	2073	692	111	1303	804	663	462
<b>Tendenz</b>	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+



**Abb. 10:** Anzahl der erfassten Individuen in revitalisiertem und Vergleichsabschnitt. Unterschied ist mit  $p < 0,01$  signifikant (Wilcoxon-Test).



Anzumerken ist, dass aus fischereifachlicher Sicht empfohlen wird, innerhalb des Berichtszeitraumes von 6 Jahren mindestens drei Einzelbefischungen vorzunehmen, um die Mindestqualitätsanforderungen u.a. hinsichtlich des Mindestbefischungsaufwandes zu erfüllen und natürliche oder methodische Varianzen zu glätten. Dieser Aspekt ist bei der Interpretation der vorliegenden Daten zu berücksichtigen.

**Als Fazit bleibt festzuhalten, dass für die Qualitätskomponente Fische bei 12 Gewässern eine Verbesserung der Bewertungsergebnisse an den revitalisierten Abschnitten festgestellt wurde. In 10 Fällen fielen die Bewertungsergebnisse gleich aus, in drei Fällen wurde ein schlechteres Bewertungsergebnis für den revitalisierten Gewässerabschnitt festgestellt. Vor allem die Qualitätsmerkmale „Arten- und Gildeninventar“, „Artenabundanz und Gildenverteilung“ sowie „Altersstruktur“ führen zu einer besseren Qualitätsklasse an den revitalisierten Abschnitten. Jedoch wurde lediglich in einem Fall ein Wechsel von einem mäßigen Bewertungsergebnis im Vergleichsabschnitt zu einem guten Bewertungsergebnis im revitalisiertem Abschnitt beobachtet.**

### 3.3.3 Makrophyten (MP)

Die Bewertungsergebnisse für die Qualitätskomponente Makrophyten (EQC-MP) werden in Tab. 7 dargestellt. Aufgrund der geringen Deckung mit submersen Makrophyten konnte in 21 von insgesamt 52 Gewässerabschnitten keine Qualitätsklasse nach EG-WRRL (vgl. Kap. 2.4) vergeben werden. Diese werden in Tab. 7 mit leeren Feldern gekennzeichnet.

**Tab. 7:** Ergebnis der ökologischen Zustandsklasse für die Qualitätskomponente Makrophyten an Vergleichs- und revitalisierten Abschnitten der 26 Untersuchungsgewässer. Die „Tendenz“ gibt an, ob der revitalisierte Abschnitt besser (+), schlechter (-) oder gleich (0) bewertet wird. Leere Felder: Keine Bewertung mit PHYLIB Version 2.6 möglich.

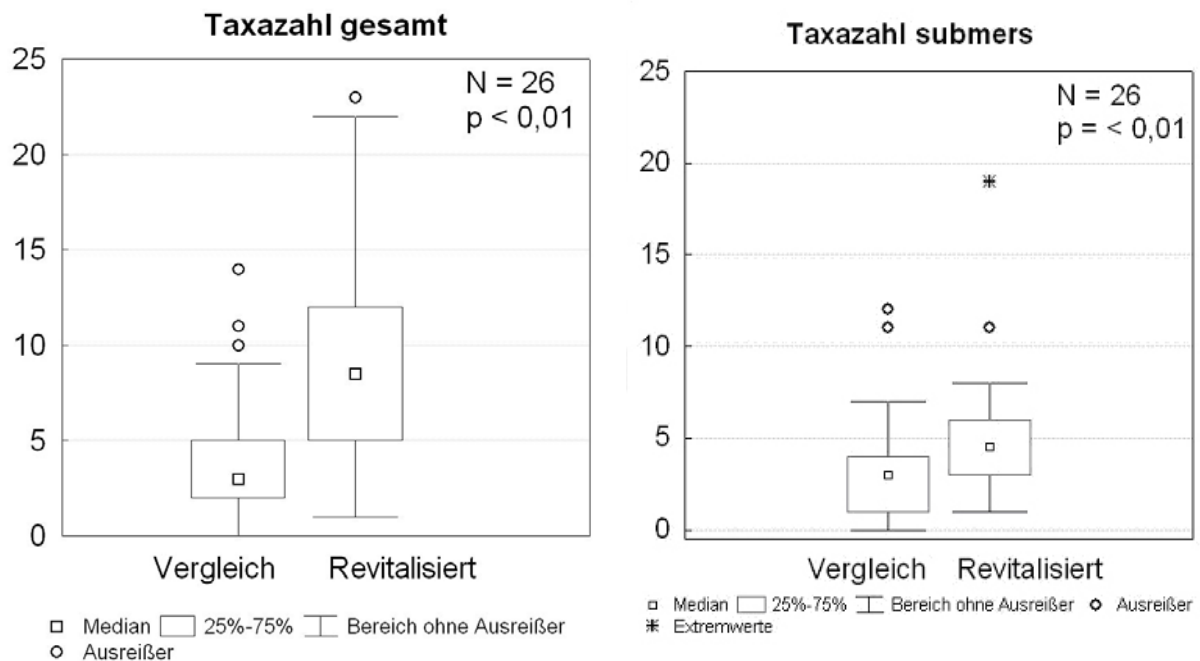
	Fal	Lac	Nid	Zil	Jos	Bre	Dil	Kin	Lah	Net	NI_BV	NI_II	NI_Ra	Ruh	Uls	Fu_Me	Fu_Ni	Gar	Nie	Schw	Has	Kim	Ger	Rod	San	Rhe	
Vergleich		3	4					4				4	3	2	2	3	3		2		2					2	
Revitalisiert	4	3	4		3		4		2	2	4	4	3	3	2	3	3	1	2	3	3	3					
Tendenz		0	0									0	0	-	0	0	0		0		-						

Bei zehn von 26 Maßnahmen wurden die Qualitätskriterien an beiden Untersuchungsabschnitten eingehalten und führten damit zu einer gesicherten Bewertung. Die EQC-MP wies zwischen Vergleichs- und revitalisierten Abschnitten in acht Fällen keine Unterschiede auf. Bei zwei der insgesamt 26 untersuchten Maßnahmen wurden die revitalisierten Abschnitte nach PHYLIB schlechter als die Vergleichsabschnitte bewertet.

In neun von 26 Fällen können die revitalisierten Abschnitte bewertet werden, während die o.g. Qualitätskriterien an der Vergleichsstrecke nicht eingehalten wurden und dort keine Bewertung möglich war. Umgekehrt kam es in zwei Fällen lediglich an der Vergleichsstrecke zu einer gesicherten Bewertung (Kinzig, Sandbach). An den revitalisierten Abschnitten von Lahn, Nette, Ulster und Niers besteht bezogen auf die EQC-MP kein (weiterer) Handlungsbedarf im Sinne der EG-WRRL. An Ruhr, Hase und Sandbach wurden zwar im Vergleichsabschnitt „gute“ Bewertungsergebnisse erzielt, an den revitalisierten Abschnitten waren die Ergebnisse jedoch „mäßig“ bzw. „nicht bewertbar“. Für die Mehrzahl der Gewässer besteht weiterhin ein Handlungsbedarf, um den „guten“ ökologischen Zustand zu erreichen.

Zur detaillierten Darstellung der Unterschiede zwischen Vergleichs- und revitalisierten Abschnitten werden nachfolgend weitere Faktoren der Makrophytenbewertung (Taxazahl, Deckung sowie Helophytendominanz) betrachtet.

Die Taxazahlen (gesamt bzw. submers) erreichen an den revitalisierten Abschnitten signifikant höhere Werte als an den Vergleichsabschnitten (Wilcoxon,  $p < 0,01$ ; Abb. 11). Ebenfalls wurde für die Gesamtquantität sowie für die Helophytendominanz signifikant höhere Werte an den revitalisierten Abschnitten festgestellt (Wilcoxon,  $p < 0,01$ ).



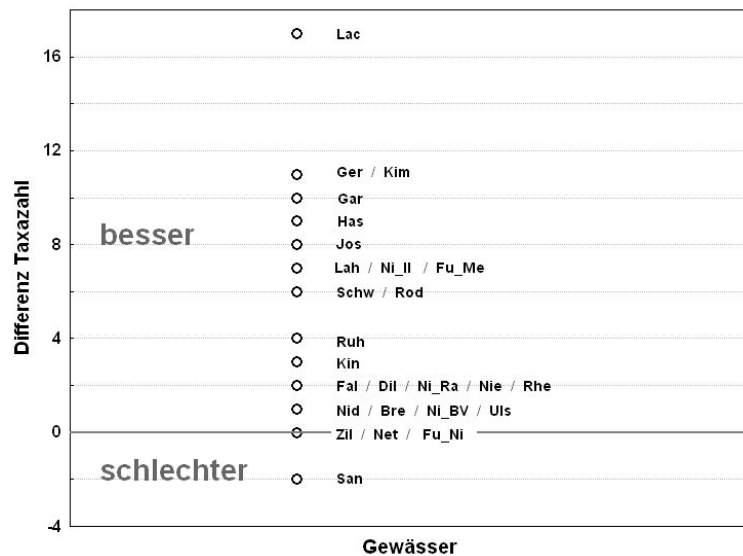
**Abb. 11:** Anzahl aller erfassten Makrophyten (Taxa gesamt; links) sowie Anzahl submerser Makrophyten (Taxa submers; rechts) an den revitalisierte und Vergleichsabschnitten. Unterschied ist jeweils mit  $p < 0,01$  signifikant.

Die Veränderungen der Taxazahl an den revitalisierten Abschnitten werden in Form von Differenzen zwischen Vergleichsabschnitt und revitalisiertem Abschnitt in Abb. 12 dargestellt. Die Lache weist mit 17 Taxa die größte Differenz in der Taxazahl zwischen revitalisiertem und Vergleichsabschnitt auf. An Zillierbach, Nette und Fulda bei Niederaula gibt es keinen Unterschied bezüglich der Taxazahl, am Sandbach wurden zwei Taxa weniger nachgewiesen.

**Abb. 12:** Darstellung der Differenz der Taxazahlen Makrophyten zwischen revitalisiertem und Vergleichsabschnitt.

**Positive Werte:** Revitalisierter Abschnitt hat eine **höhere Taxazahl** als der Vergleichsabschnitt. Zugrunde gelegt wurden alle nachgewiesenen Arten.

**Negative Werte:** Der revitalisierte Abschnitt weist eine **geringere Taxazahl** als der Vergleichsabschnitt auf.

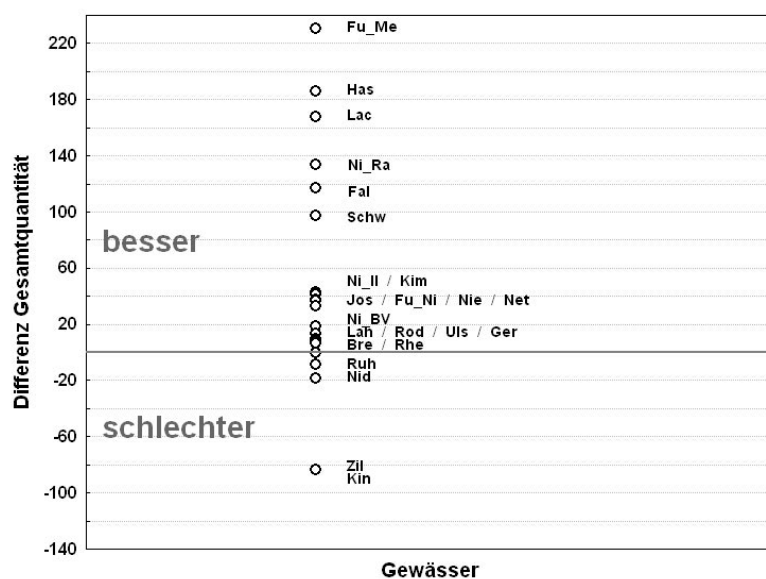


Die mengenmäßige Zunahme der submersen Makrophyten an den revitalisierten Abschnitten wird in Form einer positiven Differenz der Gesamtquantität der submersen und mit Phylib V2.6 eingestufteten Makrophyten in Abb. 13 dargestellt. Die größte Differenz weist die Fulda bei Mecklar auf. Eine Abnahme der Quantität der submersen Vegetation an den revitalisierten Abschnitten kann auch natürliche Ursachen haben wie im Falle von Kinzig oder Nidder, deren revitalisierter Abschnitt im Gegensatz zum Vergleichsabschnitt stärker beschattet ist. An drei Abschnitten konnten keine submersen Makrophyten ermittelt werden. Dazu zählen die Vergleichsabschnitte von Dill, Gartroper Mühlenbach und Sandbach.

**Abb. 13:** Darstellung der Differenz der Gesamtquantität der mit Phylib V2.6 einstuftbaren submersen Makrophyten zwischen revitalisiertem und Vergleichsabschnitt.

**Positive Werte:** Revitalisierter Abschnitt hat eine **höhere Gesamtdeckung mit submersen Makrophyten** als der nicht Vergleichsabschnitt.

**Negative Werte:** Der revitalisierte Abschnitt weist eine **geringere Deckung mit submersen Makrophyten** als der Vergleichsabschnitt auf.



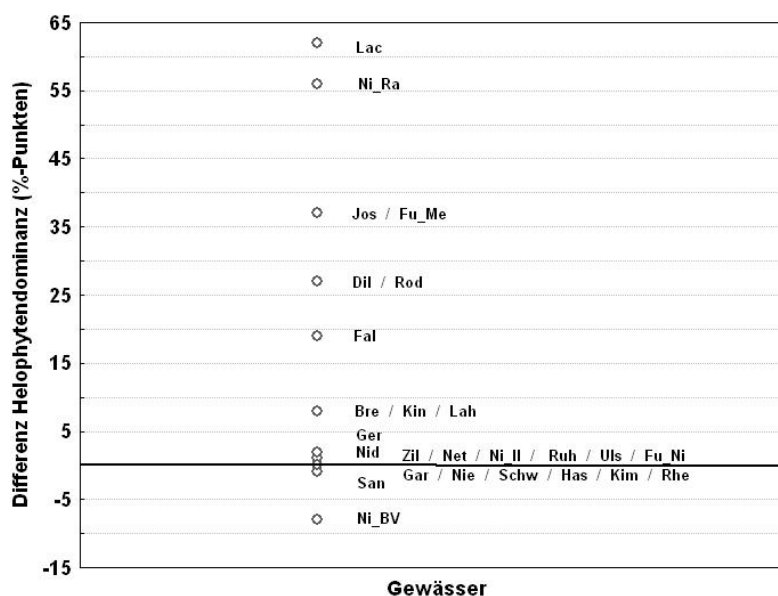


Die Helophytendominanz spielt bei der Bewertung nach PHYLIB Version 2.6 an Tieflandgewässern als Zusatzkriterium eine Rolle. Da Helophyten (Sumpfpflanzen) in der Übergangszone zwischen Land und Wasser vorkommen, kann ihr Vorkommen generell Unterschiede zwischen begradigten, tief eingeschnittenen und revitalisierten Abschnitten anzeigen (Abb. 14).

**Abb. 14:** Darstellung der Differenz der Helophytendominanz in %-Punkten zwischen und revitalisiertem und Vergleichsabschnitt.

**Positive Werte:** Revitalisierter Abschnitt hat eine höhere Helophytendominanz als der Vergleichsabschnitt.

**Negative Werte:** Die Helophytendominanz ist am revitalisierten Abschnitt geringer oder gleich (um Null) als am Vergleichsabschnitt.



Begradigungen und Eindeichungen unterbinden die Ausbildung von Flachwasserzonen am Gewässerrand, so dass der Lebensraum der Sumpfpflanzen zerstört wird. Eine positive Differenz bedeutet, dass die Helophytendominanz an den revitalisierten Abschnitten höher ist als an den Vergleichsabschnitten. Elf der revitalisierten Abschnitte zeigen eine höhere Helophytendominanz, was auf eine Anbindung des Gewässers an die Aue hinweist. Im Falle von Lache, Nidda bei Ranstadt, Dill und Fulda bei Mecklar wurde mindestens einseitig auf einem breiten Streifen die Nutzung zugunsten eines Überflutungsbereichs aufgegeben. Sehr große Differenzen wie im Fall der Lache und der Nidda bei Ranstadt können möglicherweise durch eine Stausituation hervorgerufen worden sein. An einigen Gewässern wie beispielsweise der Nidda bei Ilbenstadt liegt die Böschungsoberkante trotz Aufweitung weit über der Mittelwasserlinie, so dass eine regelmäßige Überflutung kaum stattfinden kann.

**Als Fazit dieser Auswertung kann genannt werden, dass Taxazahl und Deckung mit submerser Vegetation an den revitalisierten Abschnitten signifikant höher waren als an den Vergleichsabschnitten. Für neun Maßnahmen konnte erst nach Durchführung der Revitalisierung überhaupt ein Bewertungsergebnis an den revitalisierten Abschnitten berechnet werden, während an den Vergleichsabschnitten die Qualitätskriterien für eine Bewertung nicht eingehalten wurden. Für zwei Maßnahmen wurde ein**



Wechsel von einem mäßigen Bewertungsergebnis im Vergleichsabschnitt zu einem guten Bewertungsergebnis im revitalisierten Abschnitt beobachtet.

### 3.3.4 Bewertungsergebnis der ökologischen Zustandsklasse (EQC)

Die Ableitung der ökologischen Zustandsklasse für einen Untersuchungsabschnitt basiert auf dem Bewertungsergebnis der drei EQCs Makrozoobenthos, Fische und Makrophyten. Die ökologische Zustandsklasse in Tab. 8 wird durch das jeweils schlechteste Ergebnis der einzelnen Module vorgegeben („Worst-Case-Prinzip“; vgl. Abb. 4).

**Tab. 8:** Ableitung der ökologischen Zustandsklasse (EQC) nach dem „Worst-Case-Prinzip“ basierend auf den Ergebnissen der Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten. Angabe erfolgt jeweils für den revitalisierten Abschnitt sowie für den Vergleichsabschnitt der 26 analysierten Gewässer. Die „Tendenz“ gibt an, ob der revitalisierte Abschnitt besser (+), schlechter (-) oder gleich (0) bewertet wird.

	Fal	Lac	Nid	Zil	Jos	Bre	Dil	Kin	Lah	Net	Ni_BV	Ni_II	Ni_Ra	Ruh	Uls	Fu_Me	Fu_Ni	Gar	Nie	Schw	Has	Kim	Ger	Rod	San	Rhe
Vergleich	4	5	5	2	3	2	4	5	5	3	5	5	5	4	3	4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5
Revitalisiert	4	5	4	2	3	3	4	5	5	3	5	5	5	4	2	3	4	4	3	3	3	5	5	5	5	5
Tendenz	0	0	+	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	+	+	+	0	0	0	+	0

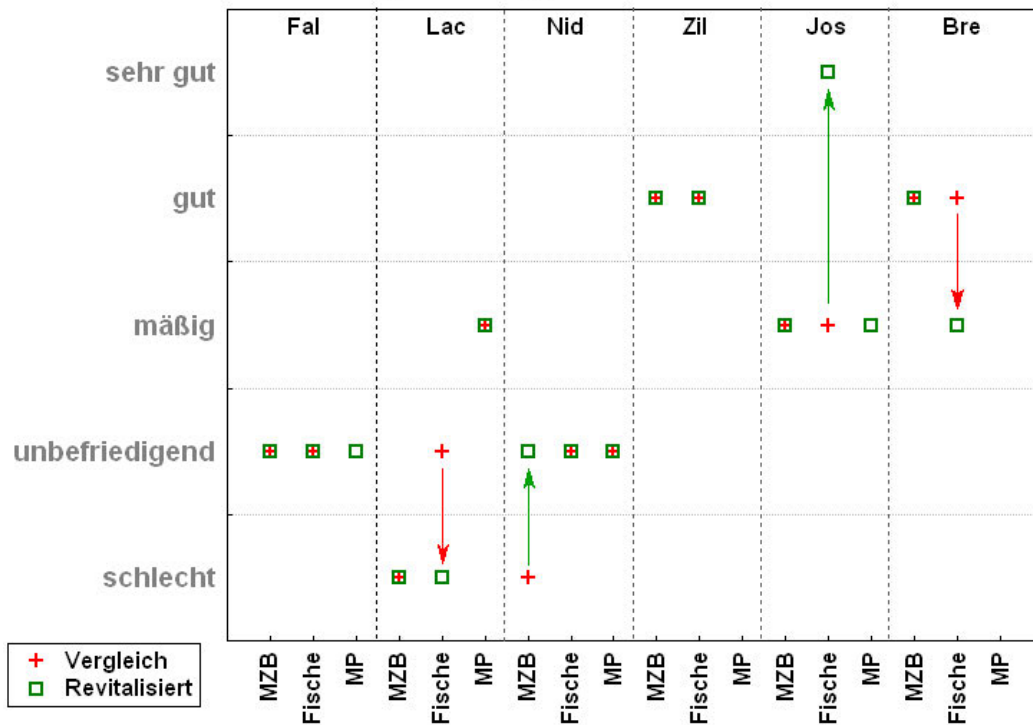
Die ökologische Zustandsklasse wird in sieben von 26 Fällen am revitalisierten Abschnitt besser bewertet (vgl. Tab. 8). Bezogen auf eine Verbesserung erzielte einzig die Ulster am revitalisierten Abschnitt den geforderten „guten“ Zustand. Allerdings muss hierbei berücksichtigt werden, dass das Ergebnis lediglich die Qualitätskomponenten MZB und MP beinhaltet, da die Fischdaten aufgrund einer verweigerten Fanggenehmigung nicht erhoben werden konnten. Die Fulda bei Mecklar, Niers, Schwalm sowie Hase erreichen den „mäßigen“ Zustand, und auch Nidder und Sandbach werden mit „unbefriedigend“ besser als am Vergleichsabschnitt bewertet.

An der Brend wird der revitalisierte Abschnitt schlechter bewertet. Die übrigen 18 Gewässer weisen hinsichtlich der ökologischen Zustandsklasse keine Unterschiede zwischen revitalisiertem und Vergleichsabschnitt auf.

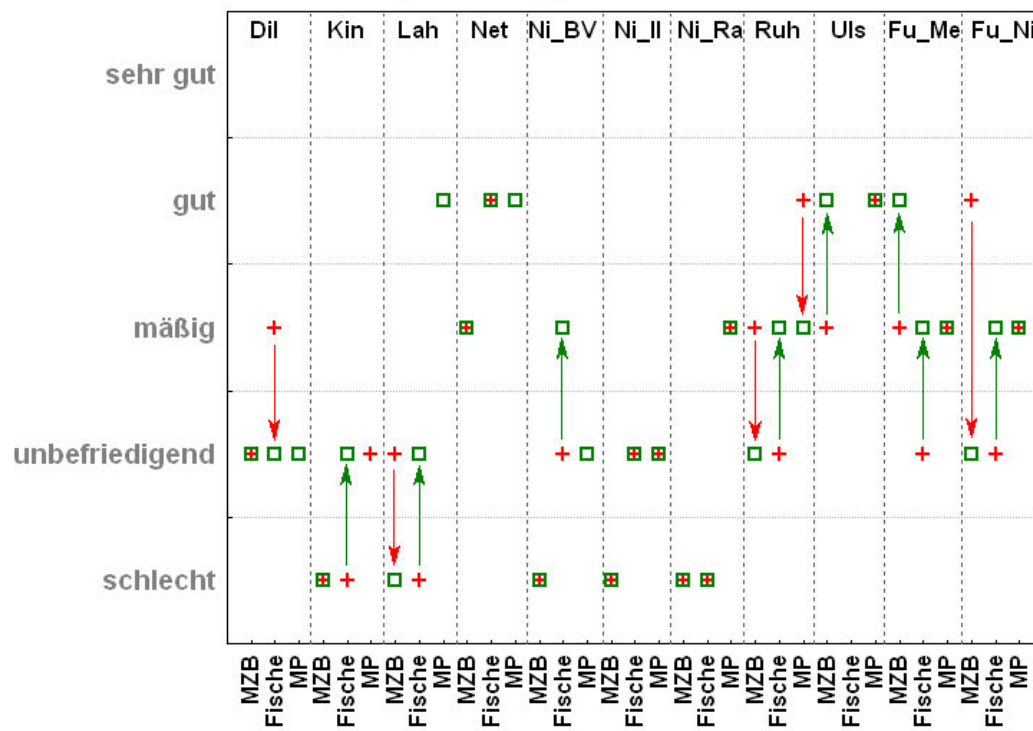
Der Zillierbach erreicht an beiden Abschnitten den „guten“ ökologischen Zustand, bei der Brend wird an dem Vergleichsabschnitt kein weiterer Handlungsbedarf nach EG-WRRL angezeigt.

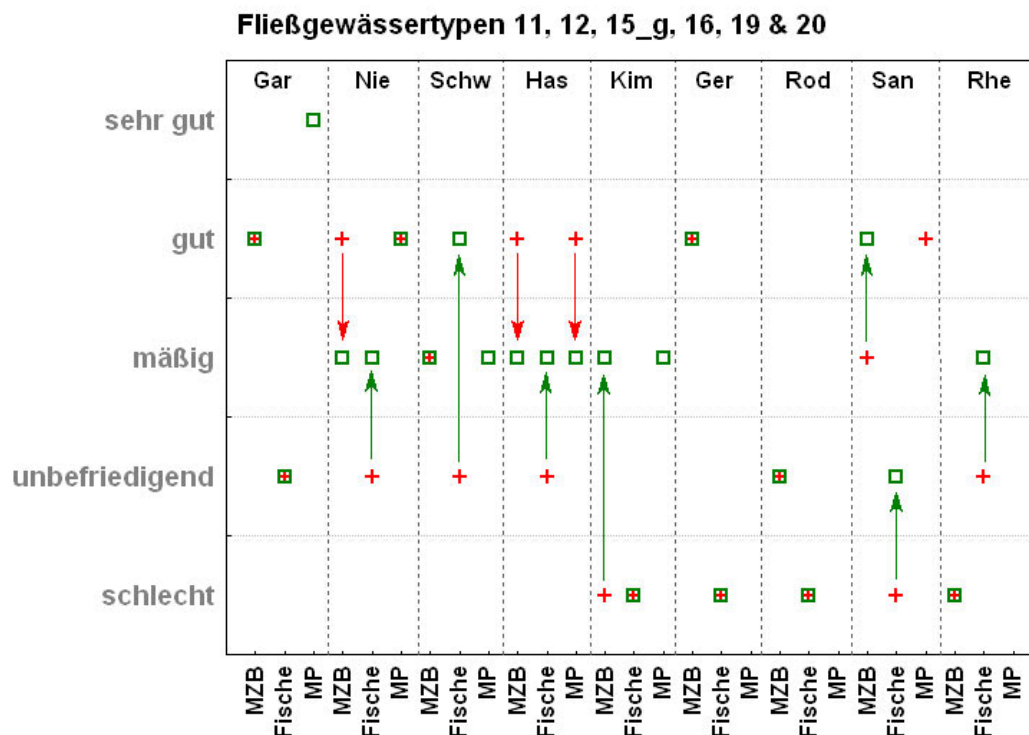
In Abb. 15 werden die EQCs der einzelnen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos, Makrophyten und Fische) in einer Zusammenschau dargestellt. Dies ermöglicht eine differenziertere Betrachtung der Ergebnisse.

**Fließgewässertypen 5, 5.1 und 6**



**Fließgewässertypen 9 und 9.2**





**Abb. 15** : Ergebnis der EQCs der einzelnen Qualitätskomponenten (MZB, MP sowie Fische). Bei identischen Ergebnissen überlappen sich die Signaturen für den revitalisierten sowie für den Vergleichsabschnitt. Grüne Pfeile: Revitalisierter Abschnitt wird besser als der Vergleichsabschnitt bewertet. Rote Pfeile: Revitalisierter Abschnitt wird schlechter als der Vergleichsabschnitt bewertet. Wenn die Darstellung des Ergebnisses der EQC für den revitalisierten bzw. für den Vergleichsabschnitt fehlt, konnte kein Bewertungsergebnis nach EG-WRRL berechnet werden.

Betrachtet man die Ergebnisse aller drei Qualitätskomponenten in der Gesamtheit, wurde in insgesamt 17 von 72 Fällen (24 %) am revitalisierten Abschnitt eine bessere Bewertung erzielt als am Vergleichsabschnitt. In weiteren 45 Fällen (63 %) wurde kein Unterschied in der EQC festgestellt und in zehn Fällen (14 %) wurde der revitalisierte Abschnitt schlechter bewertet als der Vergleichsabschnitt.

Dabei wurde an 15 von 26 Gewässern in mindestens einer Qualitätskomponente eine Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse am revitalisierten Abschnitt erzielt. Die Fulda bei Mecklar sowie der Sandbach erzielen in zwei Komponenten, der EQC-MZB und der EQC-Fische, eine bessere Bewertung. An drei Gewässern gab es eine Anhebung um zwei ökologische Qualitätsklassen: bei Josbach und Schwalm wurde die EQC-Fische und bei der Kimmer-Brookbäke die EQC-MZB angehoben.

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass in 17 Fällen eine Verbesserung in einer der drei Qualitätskomponenten festgestellt wurden. Diese Verbesserung betraf jedoch oftmals nur eine Verschiebung vom „schlechten“ oder „unbefriedigenden“ in den „unbefriedigenden“ oder „mäßigen“ Zustand. Lediglich in vier Fällen konnte eine Verschiebung vom „mäßigen“ in den „guten“ oder „sehr guten“ Zustand dokumentiert werden. Wird bei der Ableitung der ökologischen Zustandsklasse (EQC) auf der Basis der drei Qualitätskomponenten das „Worst-Case-Prinzip“ zugrunde gelegt, erreicht nur eine der Maßnahmen den „guten“ ökologischen Zustand und damit das Ziel der EG-WRRL.

### 3.4 Zusammenhang zwischen Projektkenngößen und Bewertungsergebnissen

Mit Hilfe von Korrelations-Analysen wurde untersucht, ob ein Zusammenhang zwischen dem Erfolg der Maßnahmen und den in Kap. 2.5 beschriebenen Projektkenngößen besteht. Dabei wurden die Differenzen zwischen Vergleichs- und revitalisiertem Abschnitt der für die Bewertung ausschlaggebenden Metrics der biologischen Qualitätskomponenten mit den in Tab. 9 genannten Projektkenngößen korreliert.

Für das Makrozoobenthos wurde dabei die Differenz des Multimetrischen Index zugrunde gelegt, bei den Fischen die Differenz im Bewertungsergebnis und bei den Makrophyten die Differenz des Referenzindex (umgerechnet auf eine Skala von 0-1). Eine Differenz des Referenzindex konnte lediglich in zehn Fällen berechnet werden. Aus diesem Grund wurde für die Qualitätskomponente Makrophyten zusätzlich die Gesamtquantität submers (der für die Bewertung eingestufteten Makrophyten) als Kriterium in die Analyse einbezogen.

Das Ergebnis der Korrelationsanalyse ist in drei von 44 Fällen signifikant ( $p < 0,05$ ), wobei die Beziehung zwischen den Parametern als sehr schwach einzuschätzen ( $R < 0,5$ ) ist.

**Tab. 9:** Ergebnis der Korrelationsanalyse nach Spearman (R) für die Differenz (Diff.) im Bewertungsergebnis der biologischen Qualitätskomponenten MZB (MMI), Fische und Makrophyten (Referenzindex RI sowie Gesamtquantität submers) mit Eckdaten wie Kosten, Länge, EZG, Zeit und hydromorphologischen Parametern. Statistisch signifikante Ergebnisse sind bei  $p < 0,05$  mit \* gekennzeichnet.

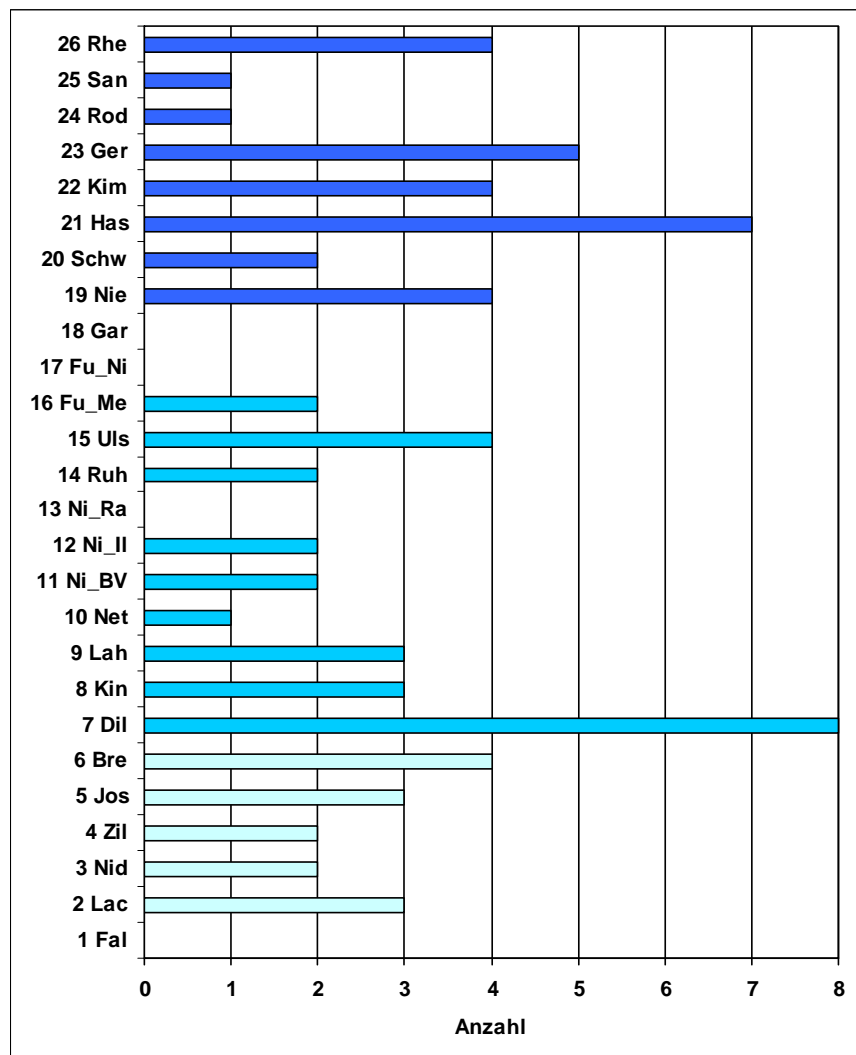
	R (MZB)	N	R (Fische)	N	R(MP) Referenzindex	N	R(MP) Quantität	N
EZG [km <sup>2</sup> ]	-0,22	26	0,47 *	25	-0,16	10	0,04	23
Länge [km]	-0,24	26	-0,03	25	-0,27	10	0,36	23
Zeit [Jahre]	-0,13	26	0,16	25	0,22	10	-0,18	23
Kosten gesamt [EUR]	0,15	25	0,38	24	0,32	10	0,29	23
Kosten Ohne Planung [EUR]	0,08	25	0,41 *	24	0,29	10	0,26	23
Kosten Ohne Flächenankauf [EUR]	0,12	25	0,33	24	0,40	10	0,20	23
Wasserspiegelbreite [km]	-0,29	26	0,28	25	-0,30	10	-0,07	23
Diff. SDI	0,14	26	-0,10	25	0,04	10	0,29	23
Diff. VK Strömung	0,14	26	0,36	25	0,59	10	-0,26	23
Diff. VK Tiefe	0,12	26	0,45 *	25	-0,57	10	0,18	23
Diff. Diversität Gewässerelemente	0,13	26	0,34	25	0,31	10	-0,04	23

Als Fazit dieser Auswertung bleibt festzuhalten, dass kein Zusammenhang zwischen dem Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen und dem Einsatz von Kosten, Länge oder Alter der Maßnahmen bzw. hydromorphologischen Parametern wie Substratdiversität, Tiefenvarianz oder Strömungsvarianz hergestellt werden kann.

### 3.5 Akteursbefragung

Insgesamt wurden 69 von 139 Fragebögen beantwortet (vgl. Kap. 2.6). Je analysiertem Vorhaben sind zwischen 0 und 8 Antworten eingegangen (im Mittel 2,7). Entsprechend der LA-WA-Fließgewässertypologie verteilen sie sich wie folgt (vgl. Abb. 16):

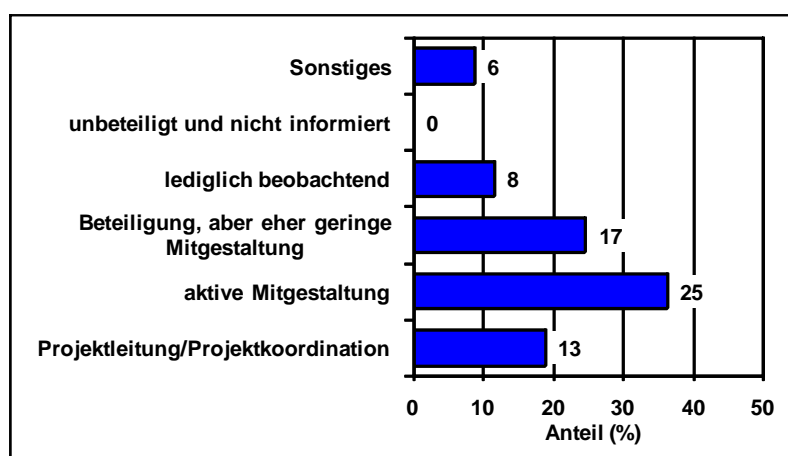
- 13 Antworten für Mittelgebirgsbäche (Gewässer 1 bis 6)
- 36 Antworten für Mittelgebirgsflüsse (Gewässer 7 bis 17)
- 20 Antworten für Fließgewässer des Norddeutschen Tieflands und Ökoregion unabhängige Typen (Gewässer 18 bis 26) (vgl. Abb.16).



**Abb. 16:** Anzahl der ausgewerteten Antworten je Revitalisierungsprojekt (N = 69), eingeteilt in Mittelgebirgsbäche (Nr. 1-6), Mittelgebirgsflüsse (Nr. 7-18) sowie Gewässer des Norddeutschen Tieflandes und Ökoregion unabhängige Typen (Nr. 19-26).

### 3.5.1 Vertretene Rolle im Projekt

Die Sicht der eigenen Rolle im Projekt (Abb. 17) verdeutlicht mit 62,3 % der Nennungen, dass die meisten Beteiligten in den Projekten eine starke Rolle spielten (Projektleitung/Projektkoordination, aktive Mitgestaltung sowie Einschluss von fünf der sechs Einträge unter „Sonstiges“, die entsprechend zu interpretieren sind). Dass die Rubrik „unbeteiligt und nicht informiert“ nicht gewählt wurde, liegt daran, dass solche Befragte – wie einzelne Zuschriften bestätigen – den Fragebogen nicht ausfüllten, weil sie sich dazu nicht kompetent genug sahen.

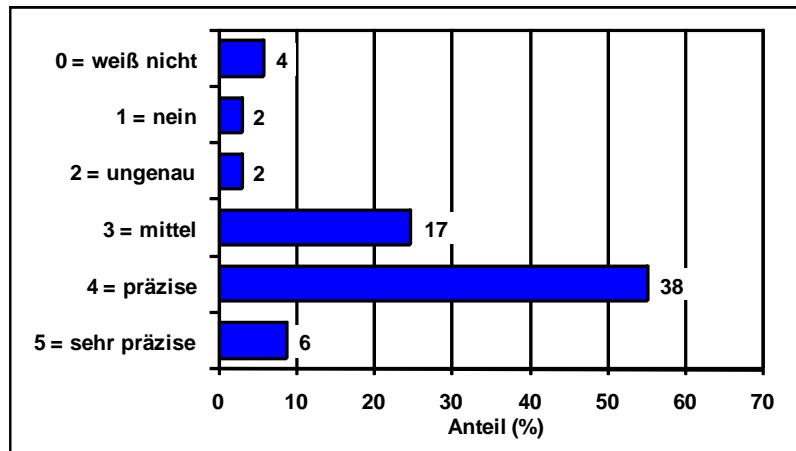


**Abb. 17:** Rolle der Befragten in ihrer eigenen Sicht in dem Projekt (N = 69). Neben den Balken sind die Absolutzahlen der Antworten angegeben.

### 3.5.2 Zielsetzung und Erfolgsbeurteilung

Mit 63,8 % der Befragten geht der überwiegende Teil der Akteure davon aus, dass vor Projektbeginn ausreichend klare (messbare) Ziele für die Revitalisierung definiert wurden (Antwort „präzise“ bzw. „sehr präzise“); 5,8 % wissen diese Frage nicht zu beantworten, jeweils nur 2,9 % (zwei Befragte) verneinen das oder bezeichnen die Zieldefinition als „ungenau“ (Abb. 18).

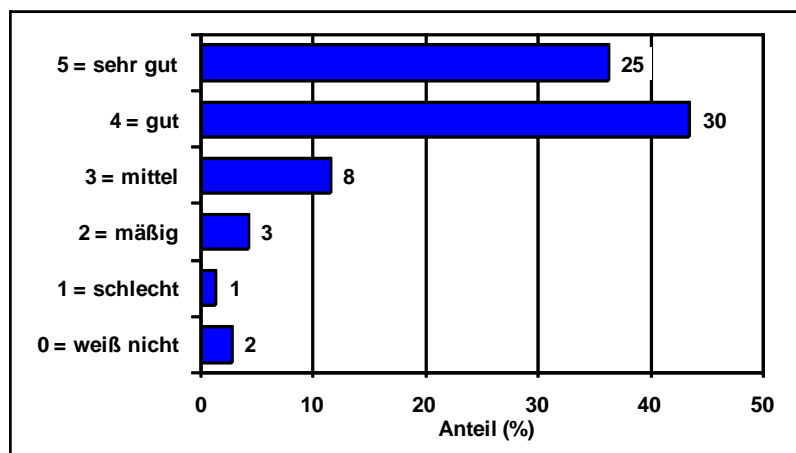
**Abb. 18:** Einschätzung der Frage, ob vor Projektbeginn ausreichend klare (messbare) Ziele für die Revitalisierung definiert wurden (N = 69, Mittelwert ohne „weiß nicht“ 3,7).



Die im Einzelnen abgefragten Zielsetzungen differieren zu 78,3 % nicht oder nur etwas von jenen des Hauptakteurs bzw. Projektträgers.

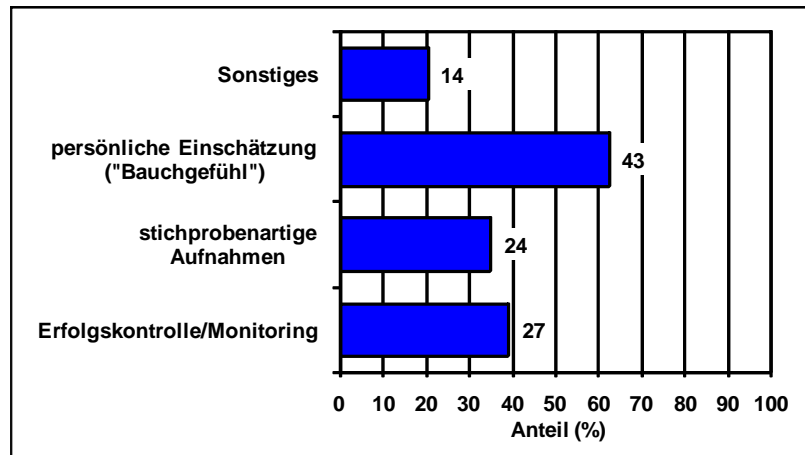
Als „sehr gut“ oder „gut“ schätzen etwas mehr als drei Viertel (79,7 %) der Befragten den Projekterfolg insgesamt ein (Abb. 19).

**Abb. 19:** Einschätzung des Projekterfolgs insgesamt (N = 69).



Bei der Einschätzung, auf welche Grundlage die Einschätzung beruht, waren Mehrfachnennungen möglich (69 Akteure, 108 Antworten, Abb. 20). Basis für die Einschätzung des Projekterfolgs bildet für mehr als zwei Drittel der Befragten ein Monitoring bzw. eine Erfolgskontrolle (39,1 %) oder/und eine stichprobenartige Aufnahme (34,8 %). Die persönliche Einschätzung („Bauchgefühl“) wird (auch) von 62,3% der Akteure als eine wesentliche Grundlage für die Beurteilung des Projekterfolgs angegeben.

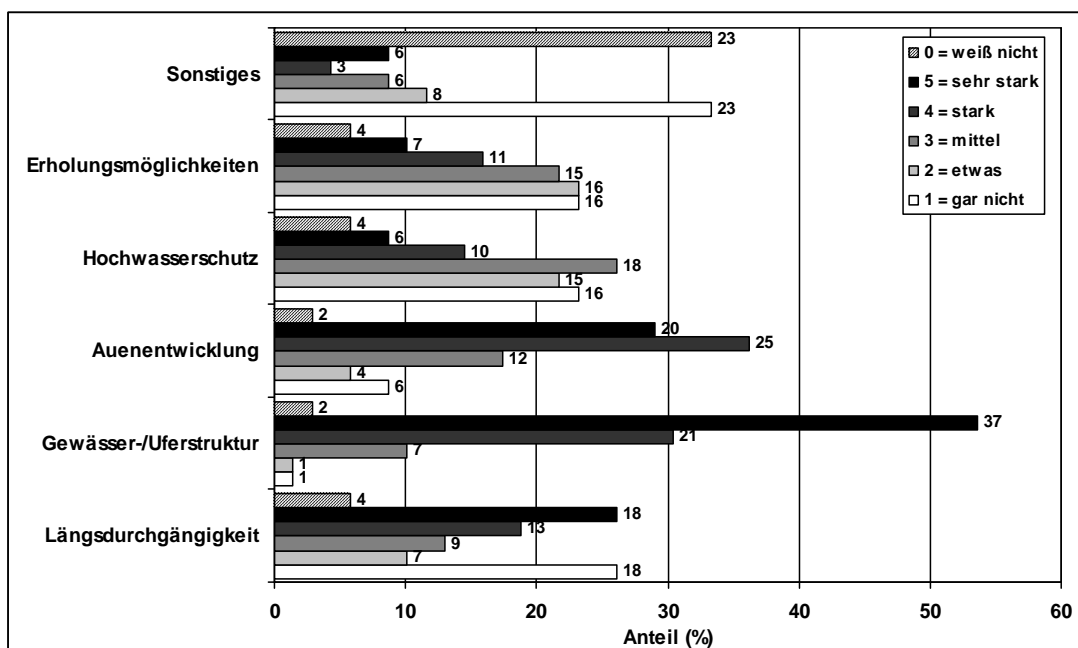




**Abb. 20:** Grundlage der Einschätzung des Projekterfolgs insgesamt (N = 69 Akteure, wobei Mehrfachnennungen möglich waren).

Die gegebenen Erläuterungen zur Rubrik „Sonstiges“ spiegeln eine große Vielfalt wider – in mehreren Fällen fußt das Urteil allein auf Untersuchungen an Fischen, teils allein auf visueller Kontrolle, vollständiger Umsetzung der Planung oder Akzeptanz bei der anfänglich sehr skeptischen Bevölkerung.

Veränderungen der Gewässer- und Uferstruktur tragen dabei am stärksten zu der Einschätzung des Projekterfolgs bei (Mittel ohne Antwort „weiß nicht“ = 4,37, d.h. etwas mehr als „stark“; Abb. 21). An zweiter Stelle folgt die Auenentwicklung (Mittel 3,73), dann Längsdurchgängigkeit (3,09) und dicht beieinander Erholungsmöglichkeiten (2,65) und Hochwasserschutz (2,62).



**Abb. 21:** Gewichtung der Faktoren, welche zu der Einschätzung des Projekterfolgs in Abb. 20 beitragen, unabhängig davon, ob positiv oder negativ (N = 69).

Hinsichtlich der Frage, wie stark das jeweilige Projekt bestimmte Faktoren positiv verändert hat, ergibt sich ein ähnliches Bild (Abb. 22): Am stärksten verbessert wurde in den Augen der Akteure die Gewässer- und Uferstruktur (Mittel ohne „weiß nicht oder nicht relevant“ = 4,03 - d.h. „stark“), gefolgt von Auenentwicklung (3,48), Längsdurchgängigkeit (3,00), Erholungsmöglichkeiten (2,81) und Hochwasserschutz (2,63). „Sonstiges“ wurde hier nicht als Auswahlmöglichkeit angeboten.

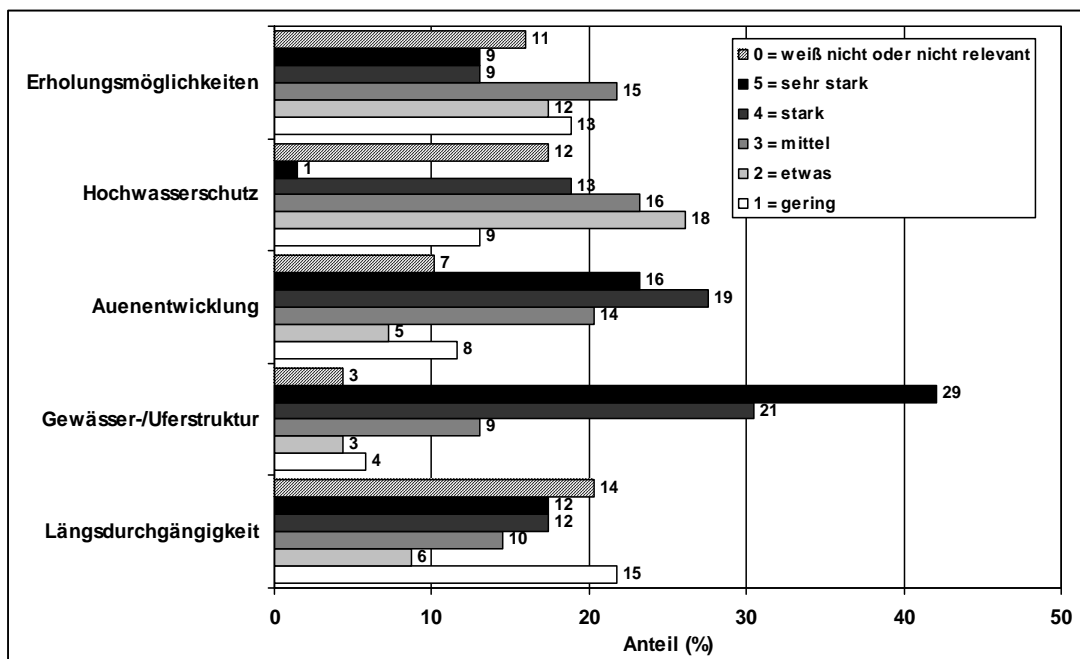
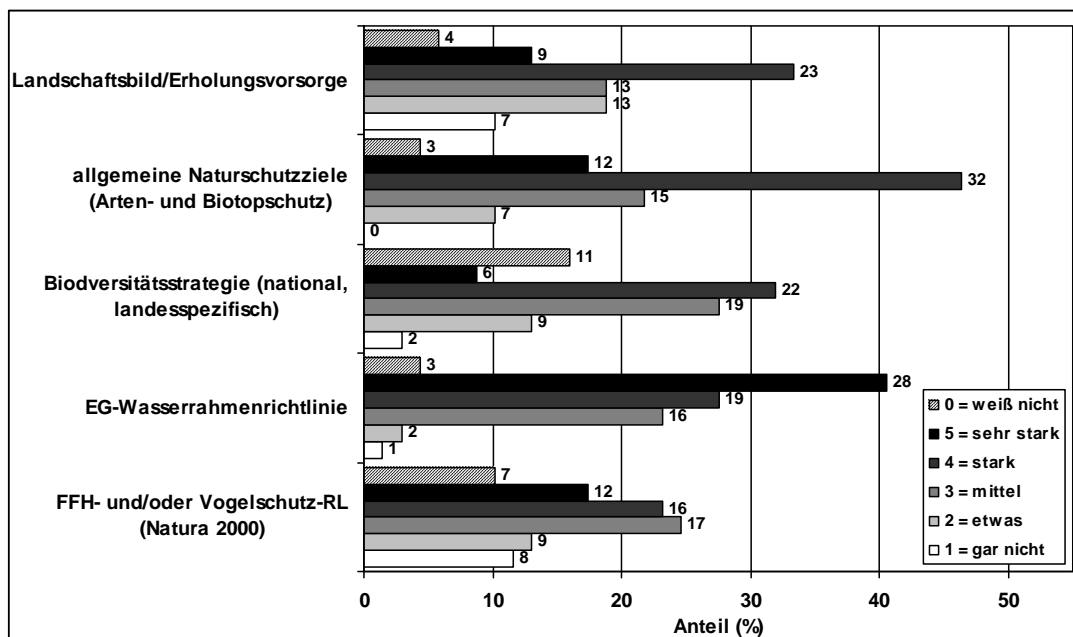


Abb. 22: Beurteilung der positiven Veränderung verschiedener Faktoren durch das Projekt (N = 69).

Welchen Beitrag das Projekt zu einer Umsetzung einzelner Rechtsnormen oder Zielsetzungen aus individueller Sicht geleistet hat, wird in Abb. 23 dargestellt.



**Abb. 23:** Individuelle Sicht des Beitrages, den das jeweilige Projekt zur Umsetzung einzelner Rechtsnormen bzw. unverbindlicher Strategien oder Zielsetzungen geleistet hat (N = 69).

Der Fokus der Fragestellung dieses Evaluierungsprojektes liegt auf den Beiträgen zur Umsetzung der EG-WRRL. Ebenso sehen auch die befragten Akteure den stärksten Beitrag ihres Projektes zur Umsetzung der EG-WRRL als am größten an (Mittel ohne Antwort „weiß nicht“ = 4,08 – d.h. ein „starker“ Beitrag).

Ein „mittlerer“ bis „starker“ Beitrag wird aber auch zur Erfüllung allgemeiner Naturschutzziele gesehen:

- Arten- und Biotopschutz – ergibt sich aus dem BNatSchG und den Landesnaturschutzgesetzen (Mittel 3,74)
- nationale und, soweit vorhanden, landesspezifische Biodiversitätsstrategie (Mittel 3,36)
- FFH- und/oder Vogelschutz-Richtlinie der EU (Natura 2000, Mittel 3,24)
- Ziele zur Erhaltung/Entwicklung des Landschaftsbildes und der Erholungsvorsorge, die sich aus dem BNatSchG und den Landesnaturschutzgesetzen ergeben (Mittel 3,22)

Dieses bestätigt, dass den Akteuren vor Ort durchaus bewusst ist, dass sie sich in einem breiten Feld der Umsetzung zahlreicher Zielsetzungen befinden.

### 3.5.3 Hindernisse in der Projektumsetzung

Gefragt nach Faktoren, welche die Projektumsetzung wie stark behinderten, erhielten Restriktionen durch die Landwirtschaft die stärkste Bewertung (Mittelwert ohne „weiß nicht“ 2,66 = zwischen den Rubriken „etwas“ und „mittel“; Abb. 24). Immerhin, für 71,0 % der Akteure spielte Landwirtschaft eine mehr oder weniger einschränkende Rolle („etwas“ bis „sehr stark“), für knapp ein Drittel spielt sie eine „starke“ bis „sehr starke“ Rolle (30,4 %).

Bereits an zweiter und dritter Stelle der Hindernisse folgen mangelnde Kommunikation (Mittel 1,95 - d.h. „etwas“ Einfluss) sowie mangelnde aktive Beteiligungsmöglichkeiten bzw. Partizipation (Mittel 1,8). Mehr als die Hälfte der Akteure (52,2 %) messen mangelnder Kommunikation eine hemmende Rolle bei; 11,6 % davon sogar eine „starke“ oder „sehr starke“ Wirkung. Hinsichtlich der Partizipation sehen 39,1 % der Befragten eine negative Funktion.

Relativ ähnlich gewichtet werden drei weitere Hindernisse:

- mangelnde Finanzmittel (Mittel 1,79 - für 37,7 % der Akteure relevant)
- Restriktionen durch Bebauung (Mittel 1,63 - entspricht 36,2 %)
- negative Vorerfahrungen bei einzelnen Akteuren (Mittel 1,63 - entspricht 33,3 %)

An letzter Stelle der Hemmnisse stehen Restriktionen durch die Forstwirtschaft mit einem Mittel von 1,25 („etwas“), die für 11,6 % der Akteure relevant sind.

Als Freitext war nach Interessenskonflikten gefragt: Bestanden mit den Zielen des Revitalisierungsvorhabens konkurrierende Ziele, unter denen der Projekterfolg gelitten hat?

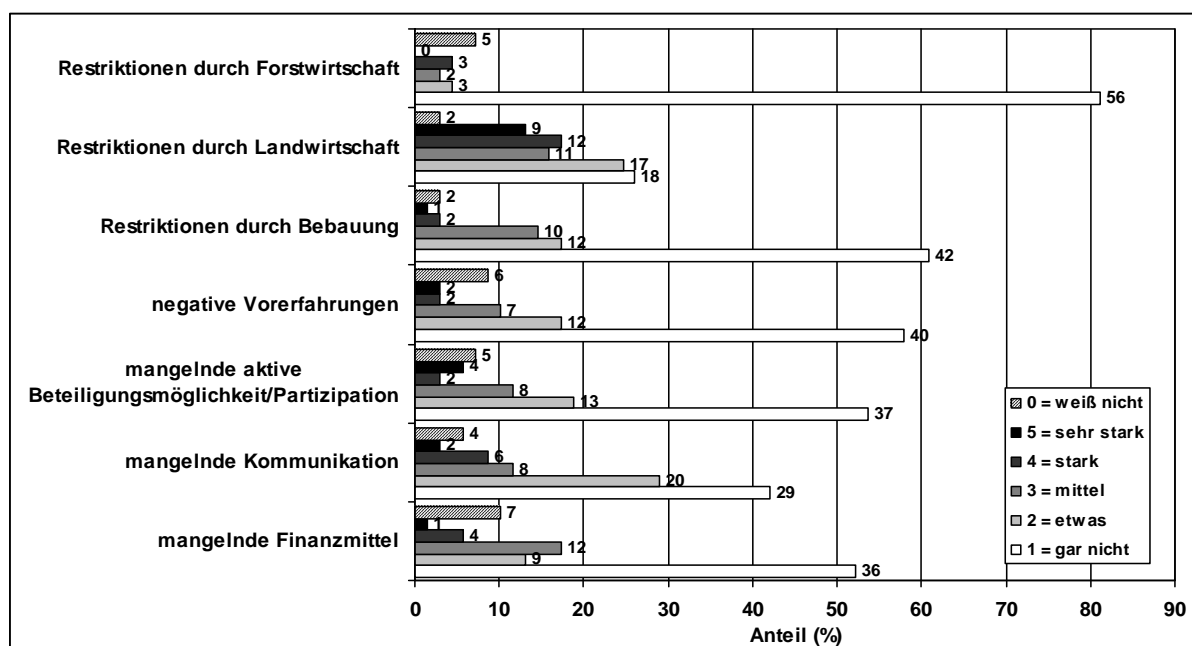


Abb. 24: Hindernisse in der Projektumsetzung und ihre Stärke (N = 69).

Die Ergebnisse der teils differenzierten Antworten von 44 Akteuren sind in der Mindmap in Abb. 25 zusammengefasst; sie dienen in der Diskussion der Ableitung von Empfehlungen für ein künftig verbessertes Projektmanagement. Die Antworten spiegeln ein differenzierteres Bild als Abb. 24 wider; von besonderer Bedeutung sind dabei die folgenden Punkte:

**Landwirtschaftliche Nutzungsansprüche** dominieren in der Benennung von Konflikten; in mehreren Fällen führten sie zu einer wesentlichen Einschränkung bei der Umsetzung von Projekten. Es wird aber auch deutlich, dass eine gute und offene Kommunikation unter Versachlichung der Diskussion zur Lösung beitragen kann.

Die **Verfügbarkeit von Grundstücken**, teils sicher zusammenhängend mit landwirtschaftlichen Nutzungsansprüchen, ist ein wichtiger limitierender Faktor. Die Forstwirtschaft spielt hier keine Rolle.

Mit der Wasserwirtschaft gibt es Konflikte, die teils auf früher dominierenden Zielsetzungen beruhen. Konfliktpotenzial beruht auf die **rasche Abführung des Wassers** aus der Landschaft, **bauliche Zwangspunkte** wie dem Hochwasserschutz im Siedlungsraum und bei größeren Flüssen auch auf die Ansprüche der Schifffahrt.

Die Angelfischerei sollte eigentlich identische Ziele verfolgen, mehrere Stellungnahmen offenbaren jedoch **Verständnis- und/oder Kommunikationsdefizite**.

Die Realisierung der **Längsdurchgängigkeit durch Umgehungsgerinne** kann Probleme hinsichtlich der Mindestwasserführung in Trockenperioden und Belastungen der Wasserqualität vergrößern.

Die **Energiegewinnung aus Wasserkraft** erfordert Kompromisse.

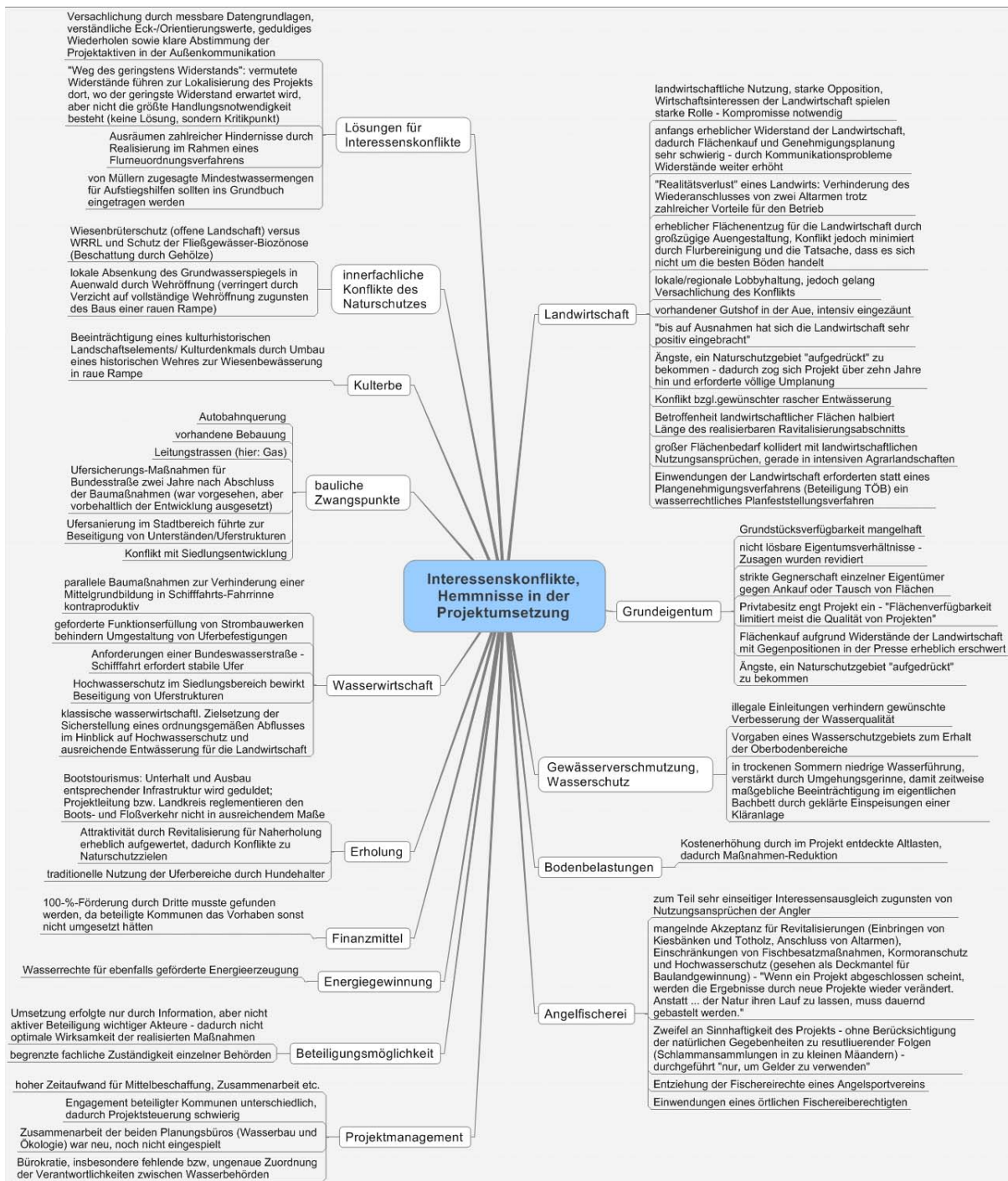
Revitalisierungen erhöhen die **Erholungseignung von Landschaften** und können damit zu verstärkten Störungen führen; andererseits ist die Förderung der Erholungsfunktionen auch ein sinnvolles Teilziel. Fallweise können, z. B. beim Boottourismus, Konzepte zur Besucherlenkung notwendig werden.

**Bauliche Zwangspunkte** wie Siedlungen, Verkehrslinien und Leitungstrassen vertragen teilweise keine Kompromisse.

In Einzelfällen erfordern Revitalisierungen die Beseitigung oder Wertminderung von **kulturhistorischen Landschaftselementen** wie beispielsweise alten Wehranlagen.

Auch innerfachlich können im **Naturschutz** Konflikte abzuwägen sein, genannt werden beispielsweise Wiesenbrüterschutz kontra Gehölzbeschattung oder die punktuelle Grundwasserabsenkung infolge des Rückbaus von Wehr- und Stauanlagen.

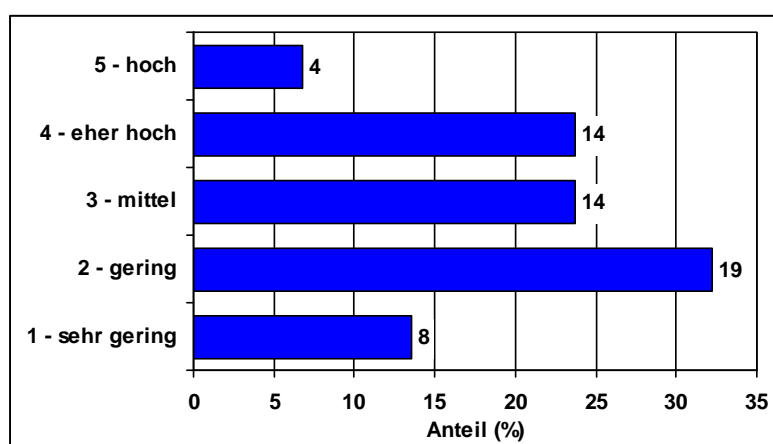
In einem Fall wurde bemängelt, dass offensichtlich der „**Weg des geringsten Widerstandes**“ gegangen wurde, indem an einem Fließgewässer der Revitalisierungsabschnitt so gewählt wurde, dass wenig Konflikte zu erwarten waren – und nicht dort, wo der größte Handlungsbedarf bestand.



**Abb. 25:** Zusammenfassung der benannten Interessenkonflikte und Hemmnisse in der Projektumsetzung. Eingegangen sind die Kommentare von 44 Akteuren. Mehrfachnennungen identischer bzw. vergleichbarer Stellungnahmen wurden zusammengefasst.

### 3.5.4 Kostenaufwand

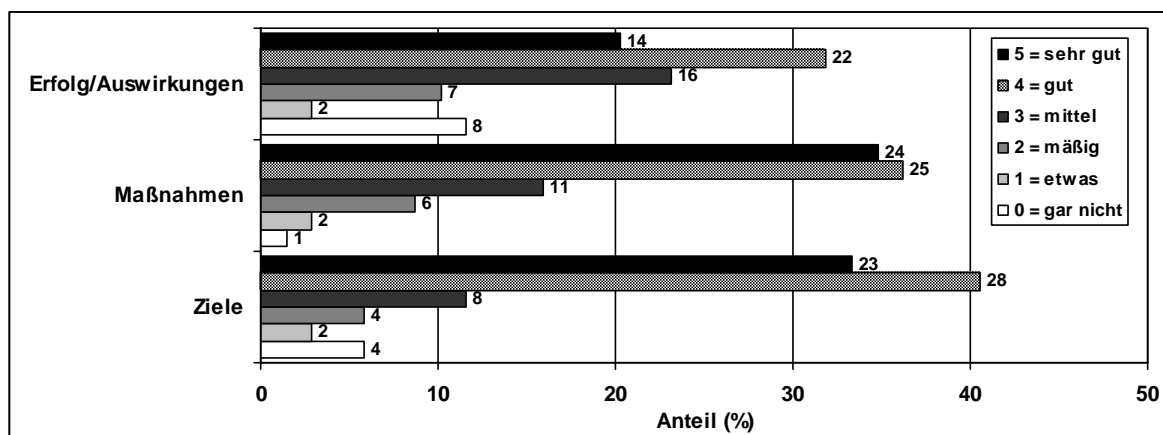
Die Relation zwischen Kostenaufwand und Projekterfolg wird im Schnitt als angemessen empfunden (Mittel ohne „weiß nicht“ 2,78). Allerdings repräsentieren die Antworten ein weites Spektrum (Abb. 26): Acht Akteure sehen „sehr geringen“ Kostenaufwand, d.h. mit recht geringem Aufwand wurde ein guter Erfolg erzielt. 19 Akteure sehen den Aufwand als „gering“, 14 als „mittel“, d.h. mit mittlerem Finanzaufwand wurde ein durchschnittlicher Erfolg erzielt. „Eher hoch“ sehen ebenfalls 14 Akteure den Aufwand, vier als „hoch“, d.h. mit relativ hohem Finanzaufwand wurde ein vergleichsweise geringer Erfolg erzielt.



**Abb. 26:** Einschätzung des Kostenaufwands des Projektes in Relation zum Erfolg (N = 59, ohne 10 Akteure, die „weiß nicht“ ankreuzten).

### 3.5.5 Akteure und Partizipation

Die meisten Akteure fühlen sich und andere über die Ziele und Maßnahmen des jeweiligen Projektes „gut“ oder „sehr gut“ informiert (73,9 bzw. 71,0 %), lediglich 5,8 bzw. 1,4 % fühlen sich „gar nicht“ informiert (Abb. 27).



**Abb. 27:** Informationsgrad der Akteure über Ziele, Maßnahmen und Erfolg/Auswirkungen des jeweiligen Projektes (N = 69).



Etwas schlechter wird der Informationsgrad über den Erfolg bzw. die Auswirkungen des Projektes bewertet: 52,2 % der Akteure sind „sehr gut“ oder „gut“ informiert, und 11,6 % sehen sich vollständig uninformiert. Dieses zeigt, dass die Kommunikation der Projektergebnisse teilweise verbesserungsbedürftig ist.

Den Projekten wird insgesamt die Einräumung einer mittleren bis guten Beteiligungsmöglichkeit der eigenen Person/Institution bei der Festlegung der Ziele, der Festlegung der Maßnahmen und der Umsetzung der Maßnahmen attestiert (Mittel jeweils 3,2 oder 3,3). Etwas schlechter schneidet die Beteiligung bei der Erfolgskontrolle mit einem Mittel von 2,7 ab (Abb. 28).

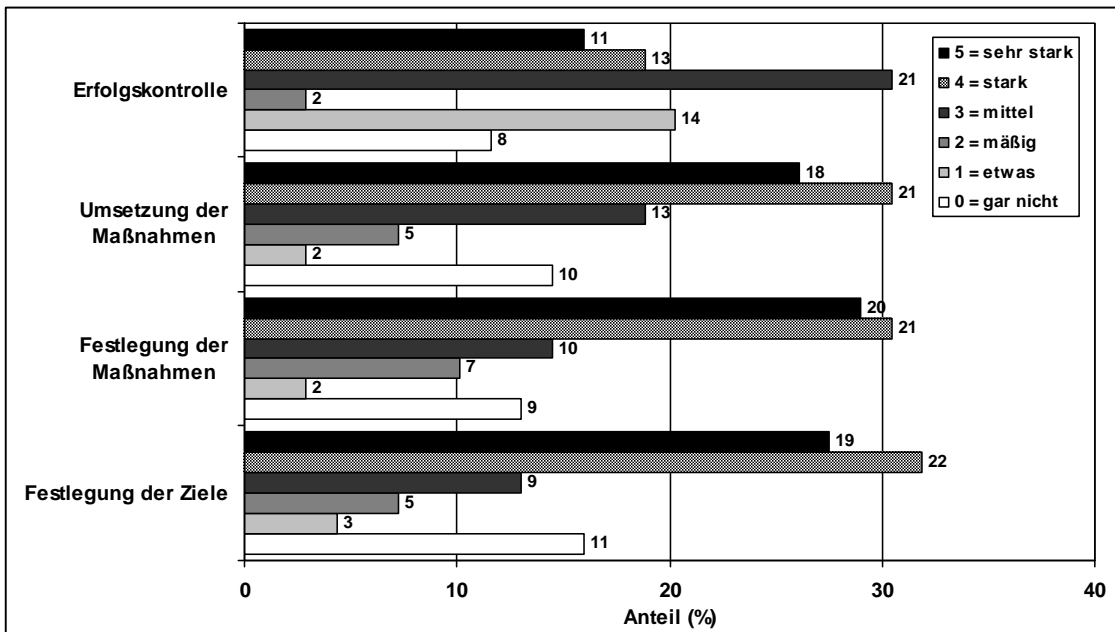


Abb. 28: Einschätzung der potenziellen Möglichkeit einer Beteiligung am Projekt (unabhängig davon, ob sich der jeweilige Akteur beteiligte; N = 69).

Der tatsächliche Einfluss wird etwas geringer mit im Mittel 3,0 bewertet (Abb. 29).

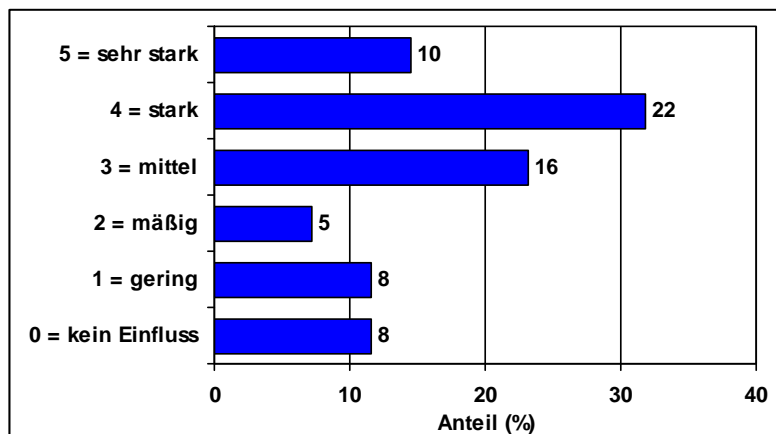


Abb. 29: Eigener tatsächlicher Einfluss auf die Gestaltung des Projektes (N = 69).



Bei der Frage, ob sich die Akteure gern stärker oder lieber weniger stark in das Projekt eingebracht hätten, wurden zehn Antworten („weiß nicht“ bzw. „Frage nicht relevant, da Projektträger“) aus der Auswertung genommen. Bei den verbliebenen 59 Antworten waren 78,0 % der Akteure mit der Beteiligung zufrieden („war okay“), ein Akteur hätte sich gern „etwas weniger“, 15,3 % „stärker“ und 5,1 % der Akteure „wesentlich stärker“ eingebracht.

Hindernisse, sich stärker einzubringen, werden insgesamt nicht sehr hoch eingeordnet (Abb. 30): An erster Stelle wird mit einem Mittelwert von 2,19 „eigener Zeitmangel“ genannt (d.h. etwas stärker als „wenig wichtig“); immerhin ein Viertel der Akteure (26,1 %) bewerten diesen Faktor als „wichtig“ oder „sehr wichtig“. Mit etwas geringerer, untereinander aber vergleichbarer Bedeutung folgen:

- geringer Informationsfluss (Mittelwert 1,84 - d.h. für 14,5 % der Akteure „wichtig“ oder „sehr wichtig“)
- geringe Einflussmöglichkeit bzw. geringe Erfolgswahrscheinlichkeit (Mittelwert 1,75 - d.h. für 14,5 % der Akteure „wichtig“ oder „sehr wichtig“)
- schlechte Ansprechbarkeit der Verantwortlichen (Mittelwert 1,59 - d.h. für 10,1 % der Akteure „wichtig“ oder „sehr wichtig“)
- zu knappe Fristen des Projektträgers (Mittelwert 1,46 - d.h. für 5,8 % der Akteure „wichtig“ oder „sehr wichtig“)
- Sonstiges (Mittelwert 1,03 - d.h. für 10,1 % der Akteure „wichtig“ oder „sehr wichtig“)

Unter der letzten Rubrik wurden Einzelhinweise eingetragen wie „fehlende Akzeptanz, obwohl Kompetenz vorhanden war“, sowie konkurrierende Zielsetzung der für den Naturschutz zuständigen Verwaltungen bzw. zwischen den Unterhaltungspflichtigen des Gewässers und den Projektzielen.

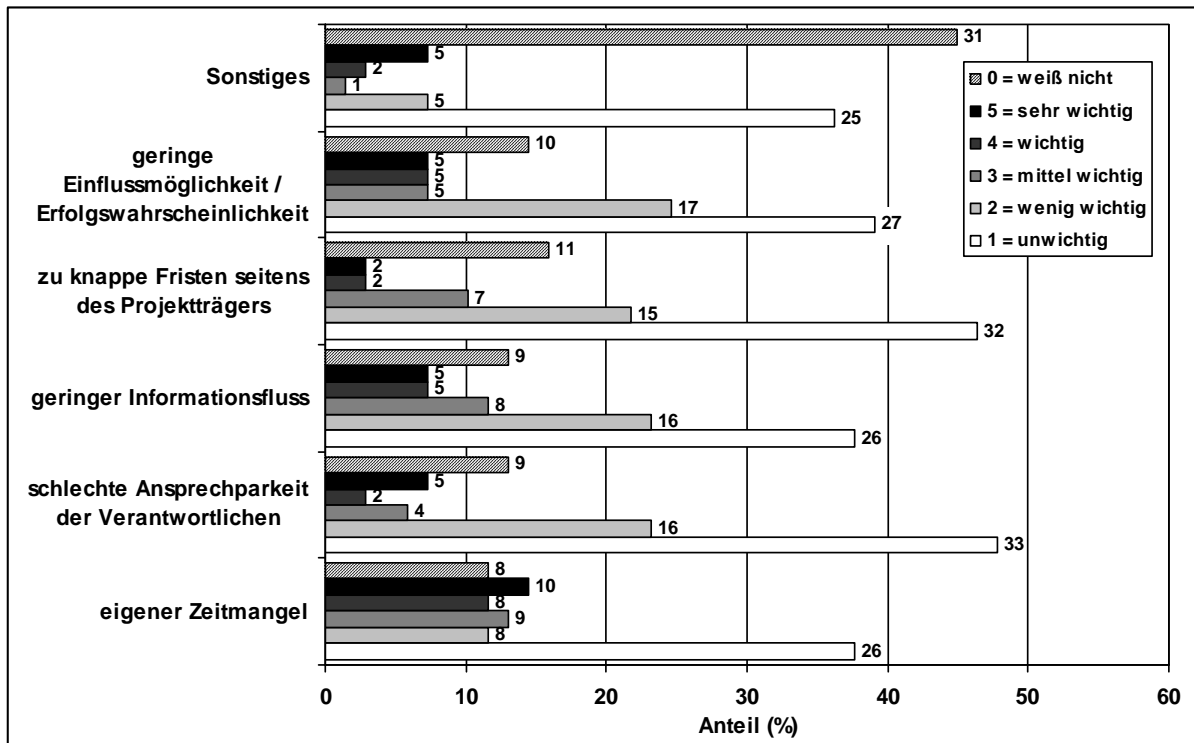


Abb. 30: Gewichtung verschiedener Hindernisse, sich stärker in das Projekt einzubringen (N = 69).

Die Partizipation als aktive Beteiligung an der Entscheidungsfindung wird in den Projekten durchschnittlich mit 3,42 gewichtet, d.h. zwischen den Rubriken „mittelmäßig“ und „stark“ (Abb. 31).

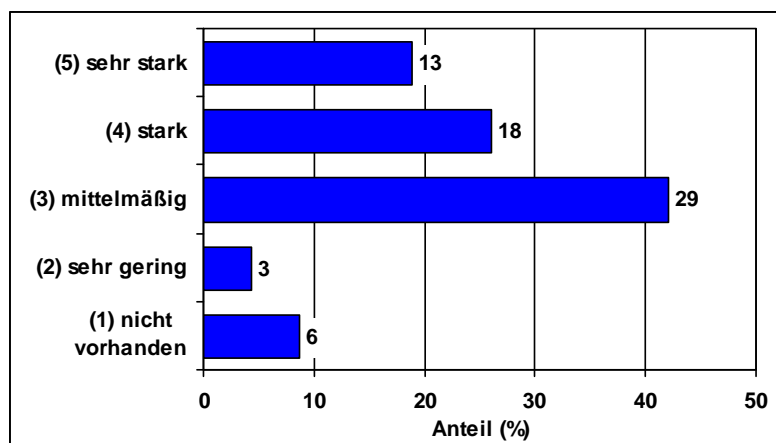


Abb. 31: Einschätzung der Stärke der aktiven Beteiligung an der Entscheidungsfindung im Projekt (N = 69).

Für 13,0 % der Akteure ist Partizipation „nicht vorhanden“ oder „sehr gering“, d.h. die Verantwortlichen entschieden allein auf Basis der vorhandenen bzw. zusätzlicher Informationen, die sie bei wenigen Dritten einholten. Das Gros der Beteiligten (42,0 %) beurteilten die Partizipation als „mittelmäßig“: Die Verantwortlichen holten von ausgewählten Dritten mit besonderer Fachkompetenz Ideen und Vorschläge ein, die sie bei ihren Entscheidungen (möglicherweise) berücksichtigten. Ein Viertel (26,1 %) konstatiert eine „starke“ Partizipation: Die Verantwortlichen diskutierten mit möglichst vielen Personen Ideen und Vorschläge, die sie bei ihren Entscheidungen unterstützen können. Und knapp ein Fünftel (18,8 %) der Akteure sehen eine „sehr starke“ Partizipation realisiert, d.h. die Verantwortlichen entwickelten gemeinsam mit vielen anderen Akteuren Ideen und Vorschläge, und die Gruppe versuchte, über das weitere Vorgehen eine Einigung zu erzielen.

Auf der Skala von Instrumentalisierung bis Entscheidungsmacht ordnen die Akteure ihre Sicht im Mittel bei 4,6 ein, d.h. durchschnittlich zwischen Einbeziehung und Mitbestimmung. Die Ergebnisse der Nicht-Partizipation oder Partizipation auf einer Skala nach unten steigender Intensität im Einzelnen:

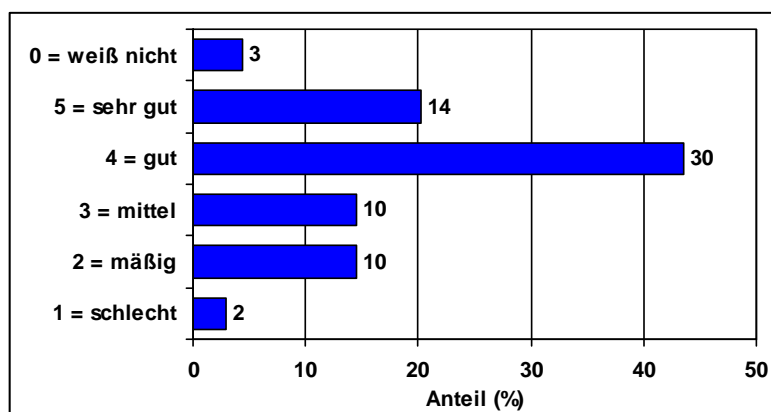
- (1) Instrumentalisierung (7,2 %): Nicht-Partizipation, Belange anderer Akteure spielten keine Rolle, diese Akteure waren nur "Dekoration". Entscheidungen wurden durch andere getroffen.
- (2) Information (5,8 %): Der Projektträger informierte über das Projekt und erklärte und begründete sein Vorgehen.
- (3) Anhörung (8,7 %): Die Projektverantwortlichen interessierten sich für die Sichtweise anderer Akteure, diese werden angehört.
- (4) Einbeziehung (17,4 %): Andere Akteure nahmen formal an Entscheidungsprozessen teil. Sie hatten aber nicht wirklich Einfluss auf die Entscheidungen.
- (5) Mitbestimmung (33,3 %): Die Projektverantwortlichen hielten Rücksprache mit anderen Akteuren, es fanden Verhandlungen statt. Die anderen Akteure hatten ein Mitspracherecht und konnten die Entscheidungen beeinflussen.
- (6) teilweise Entscheidungskompetenz (14,5 %): Die anderen Akteure hatten ein Mitspracherecht und in Teilbereichen Entscheidungskompetenzen.
- (7) Entscheidungsmacht (13,0 %): Die Akteure trafen gemeinsam die wichtigen Entscheidungen über Ziele und Maßnahmen des Projektes, die Projektverantwortlichen begleiteten/steuerten den Entscheidungsfindungsprozess.

Dabei gehen die Akteure im Durchschnitt davon aus, dass die wichtigen Interessensgruppen/ Akteure „überwiegend“ in die Projektumsetzung eingebunden sind (26 von 69 Akteuren, entspricht 37,7 %), 24 Akteure (34,8 %) gehen von vollständiger Einbeziehung aus. Neun Ak-

teure (13,0 %) gaben eine „mittlere“ Einbindung und je drei Akteure (4,3 %) bezeichnen dagegen die Einbindung als „schlecht/sehr unvollständig“ bzw. „unvollständig“.

### 3.5.6 Öffentlichkeitsarbeit

Die Öffentlichkeit wird mit einem Mittelwert von 3.67 als „mittel“ bis „gut“ informiert angesehen (Abb. 32). Mit Abstand die häufigste Nennung bezeichnet eine „gute“ Information (43,5 %). Die lokale Öffentlichkeit wird aus Sicht von 17,4 % der Akteure dagegen nur „mäßig“ oder „schlecht“ informiert.

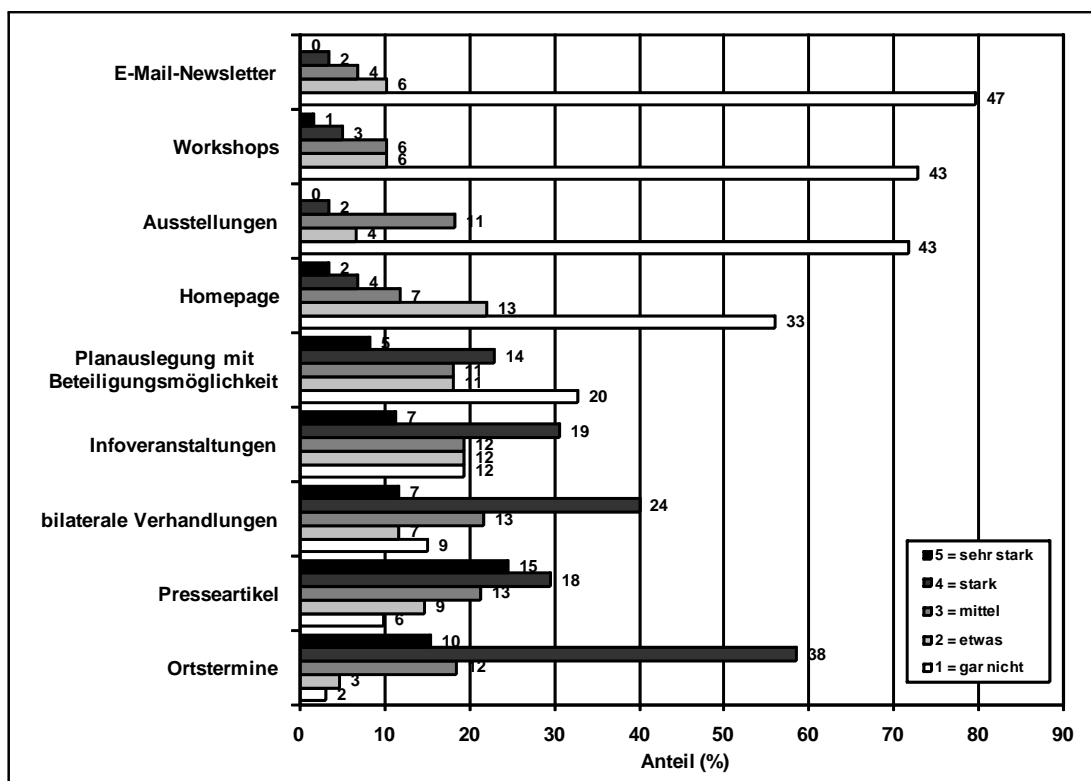


**Abb. 32:** Qualität der Information der lokalen Öffentlichkeit über das Projekt (N = 69).

Es werden recht unterschiedliche Methoden gewählt, um Information und/oder Partizipation zu gewährleisten, die in Abb. 33 von unten nach oben in der Reihenfolge abnehmender Bedeutung aufgeführt sind, gemessen anhand des Mittelwerts der Nennungen je Methode.

Deutlich werden vor allem folgende Ergebnisse:

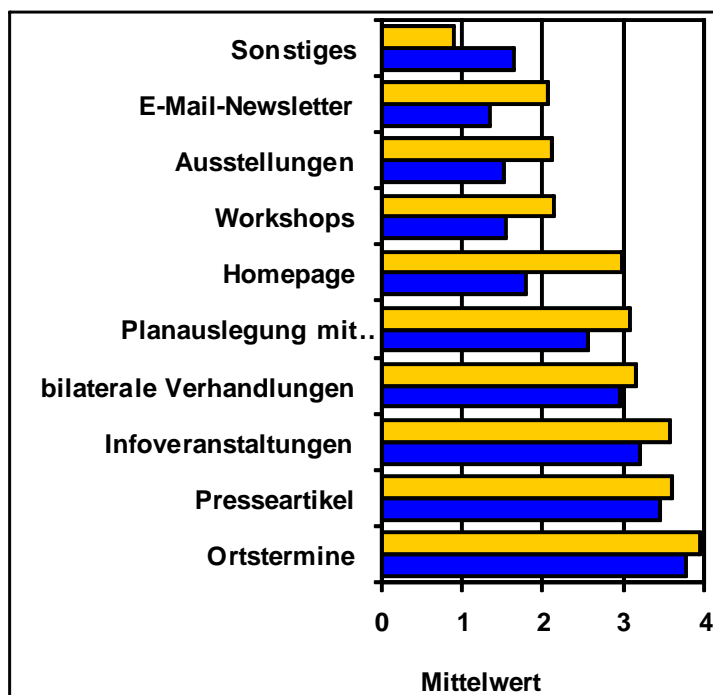
- Ortstermine (Mittel 3,78) spielen die größte Rolle – womit nichts über die Größe des Teilnehmerkreises (bilaterale oder umfangreiche Runden) und den Charakter als Informations- oder Diskussionsveranstaltung gesagt ist. Ebenfalls „starke“ bis „mittlere“ Bedeutung haben Presseartikel (3,44) und bilaterale Verhandlungen (3,22)
- „Mittlere“ bis „schwächere“ Bedeutung (Mittelwerte zwischen 3 und 2) besitzen Informationsveranstaltungen (2,95) und Planauslegungen mit Beteiligungsmöglichkeit (2,56)
- Gering (Mittelwerte zwischen 2 und 1) ist die Funktion von Homepages (1,80), Ausstellungen (1,53), Workshops (1,53) und E-Mail-Newslettern (1,34). Die Homepage sehen immerhin 55,9 % der Akteure, die drei letztgenannten Methoden mit jeweils mehr als 70 % der Akteure in ihrem Projekt als überhaupt nicht genutzt
- „Sonstiges“ (in Abb. 33 unberücksichtigt) spielt für 35 Akteure eine Rolle. Dabei werden Fernsehberichte, eine DVD mit einem Film zum Projekt sowie die Erreichbarkeit für telefonische Rückfragen aus der Bevölkerung genannt



**Abb. 33:** Persönliche Wahrnehmung der Rolle unterschiedlicher Methoden der Information und Partizipation im jeweiligen Projekt, angeordnet von unten nach oben anhand abnehmender mittlerer Bedeutung. Berücksichtigt sind nur Einschätzungen ohne „weiß nicht“ und ohne Rubrik „Sonstiges“, daher N = 59 bis 65.

Bei einem Vergleich der Bewertung der Ist-Situation mit der anschließend abgefragten Wunsch-Situation, welche Formen der Information und Partizipation künftig in vergleichbaren Revitalisierungs-Projekten eine wie große Rolle spielen sollten, ergibt sich das in Abb. 34 gezeigte Bild.

**Abb. 34:** Mittelwerte der für vergleichbare Revitalisierungsprojekte künftig wünschenswerter Formen der Information und Partizipation (gelbe Balken; N=69) im Vergleich zur Ist-Bewertung (blaue Balken).

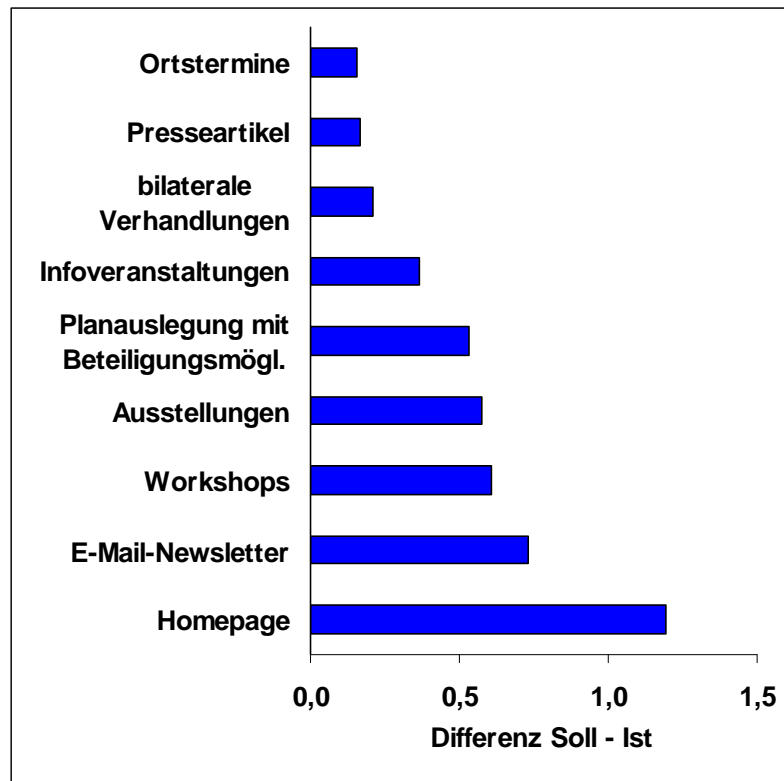


Die Reihenfolge der abnehmenden Gewichtung der verschiedenen Methoden ändert sich geringfügig – wichtig erscheint nach wie vor die Anwendung eines Instrumenten-Mixes (Abb. 35). Die elektronischen Medien mit Newsletter und Homepage sollten besondere Beachtung finden (ohne dass differenzierter abgefragt wurde, in welcher Form dieses geschehen sollte – auch hier kann es nicht allein um Informationsvermittlung, sondern immer stärker auch um Interaktivität, Meinungsäußerung und -bildung in beiderlei Richtung gehen). Auch kooperative Planungsverfahren wie die Anwendung von Workshops sollen nach Meinung der Akteure neben Informationsveranstaltungen, Ausstellungen und Planauslegung mit Beteiligungsmöglichkeit gefördert werden.

Als weiteren Vorschlag nannte ein Akteur „Vorantragskonferenzen“, in denen die verschiedenen Belange und Betroffenheiten vor dem eigentlichen Genehmigungsverfahren diskutiert und potenzielle Bedenken im Vorfeld nach Möglichkeit bereits ausgeräumt werden können, aber auch der notwendige Untersuchungsrahmen und die vorzulegenden Antragsunterlagen konkretisiert werden. Weiter wurde das Instrument der Flurbereinigung zur weitgehenden Berücksichtigung der Interessen von Grundeigentümern und Landnutzern als Mittel zur Konfliktminimierung genannt. Deutlich wird auch, dass für die Qualität der Partizipation entscheidend ist, wie ökologische Ziele an dem Fließgewässer gegenüber konfligierenden Zielen gewichtet und abgewogen werden; es wird eine integrierte Flusspolitik mit einer Gleichgewichtigkeit angeregt.



**Abb. 35:** Differenzen der Mittelwerte der Gewichtung verschiedener Methoden der Information und Partizipation zwischen Ist- und Soll-Situation. Positive Werte bezeichnen Methoden, die künftig eine stärkere Gewichtung erfahren sollten.



### 3.5.7 Gesamtfazit zu Verbesserungsmöglichkeiten

Abschließend wurden Verbesserungsmöglichkeiten abgefragt, die für künftige Durchführung von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten gesehen werden. Die mit Freitext gegebenen Vorschläge werden in Abb. 36 zusammengefasst.

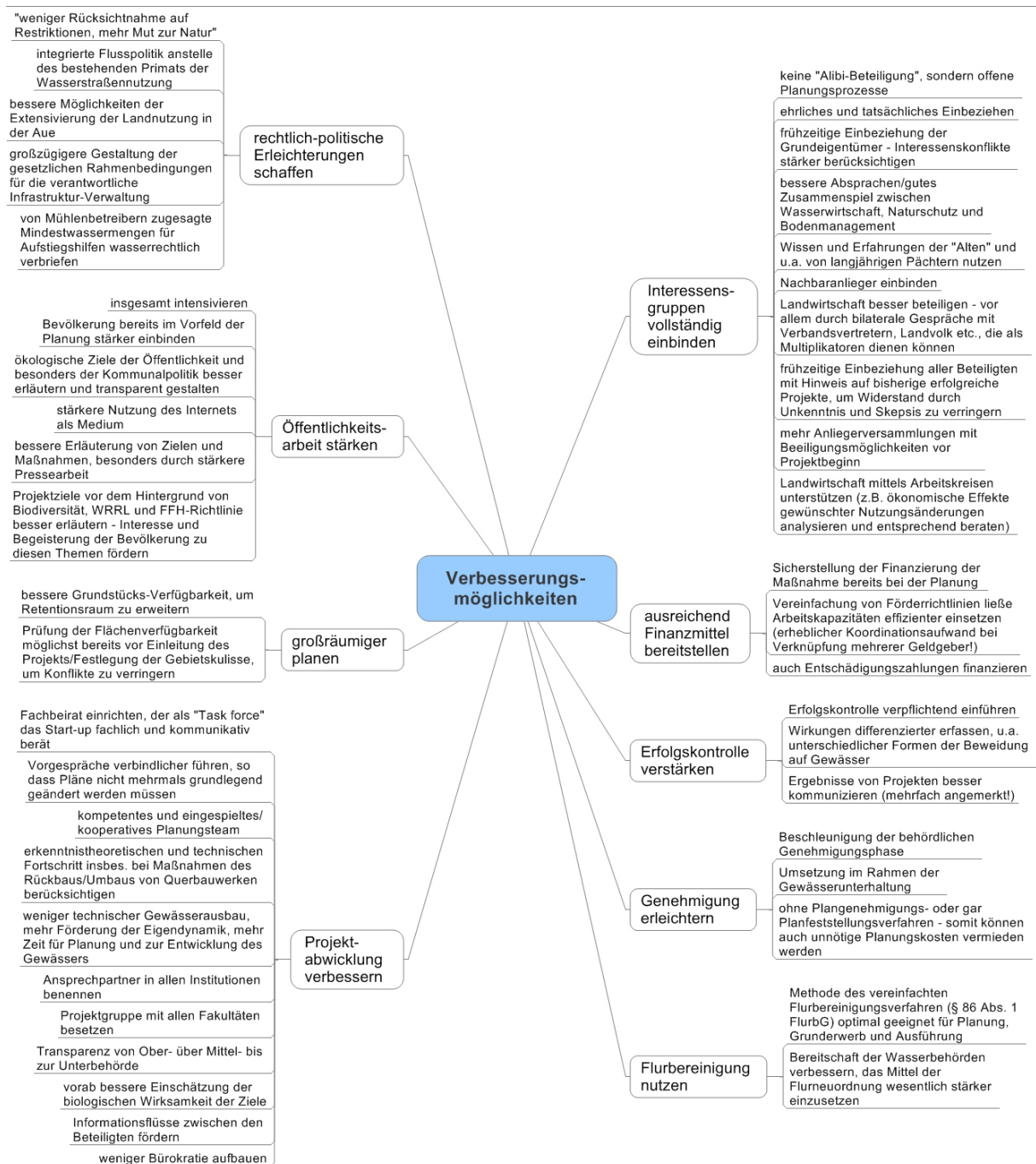


Abb. 36: Zusammenfassung von Verbesserungsmöglichkeiten, welche die Akteure für künftige Projekte empfehlen.

## 4. Diskussion

Die Bestrebungen vieler Revitalisierungsmaßnahmen liegen darin, die strukturellen Defizite aufzuheben und naturnähere Verhältnisse wiederherzustellen. Im Hinblick auf den analysierten Datensatz hat sich gezeigt, dass deutlich positive und messbare Auswirkungen auf die Gewässerstruktur an den revitalisierten Abschnitten nachweisbar sind (vgl. Kapitel 3.2). Für 25 der 26 Untersuchungsgewässer wurde hingegen der erwünschte Effekt nicht erzielt: Der „gute“ ökologische Zustand nach den aktuellen Bewertungsverfahren nach EG-WRRL in den biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos, Fische und Makrophyten) wurde nicht erreicht (vgl. Kapitel 3.3). Die einzige Ausnahme betrifft den Zillierbach, der allerdings auch im Vergleichsabschnitt einen guten ökologischen Zustand aufwies. Dennoch wurden oftmals aus biozönotischer Sicht positive Auswirkungen festgestellt, beispielsweise im Hinblick auf Individuen- bzw. Taxazahlen oder eine höhere Deckung mit submersen Makrophyten (vgl. Kapitel 3.3). Diese messbaren Verbesserungen reichen jedoch (noch) nicht aus, um den von der EG-WRRL geforderten „guten“ ökologischen Zustand zu erreichen.

Die Gewässerfauna und –flora reagiert also scheinbar nur langsam auf die hydromorphologischen Verbesserungen. Die Ursachen dafür, dass in den revitalisierten Gewässerabschnitten bislang noch keine deutlich verbesserten Bewertungsergebnisse nach EG-WRRL erzielt werden konnten, sind komplex und werden in den folgenden Kapiteln differenziert betrachtet.

### 4.1 Wiederbesiedlungsrelevante Aspekte revitalisierter Gewässerabschnitte

#### 4.1.1 Allgemeine Betrachtung

Alle evaluierten Maßnahmen zielten im Wesentlichen darauf ab, eine Verbesserung struktureller und hydromorphologischer Bedingungen zu erreichen – und dieses ist, wie bereits erwähnt, vielfach auch gelungen. Der biozönotische Erfolg einer Revitalisierungsmaßnahme wird sich in vielen Fällen nicht unmittelbar nach Durchführung der Maßnahmen messen lassen. Dies hängt mit einer **zeitlich verzögerten Reaktion** der Biozönoten auf Veränderungen im Gewässer zusammen. Im Hinblick auf das Makrozoobenthos weisen einige Studien darauf hin, dass die Fauna sogar noch Jahre nach Umsetzung von Maßnahmen nur wenig divers oder immer noch verarmt ist (Fuchs & Statzner 1990, Hildrew & Ormerod 1995, Kronvang et al. 1997, Muotka & Syrjänen 2007). Andererseits wird vermutet, dass benthische Invertebraten vergleichsweise schnell in der Lage sein sollten, ehemals unbesiedelte Gewässerabschnitte wieder zu besiedeln (Fuchs & Statzner 1990, Malmqvist et al. 1991). Die diesbezüglichen Aussagen aus der Literatur sind demnach widersprüchlich. Die Maßnahmen, die im vorliegenden Projekt untersucht wurden, waren zwischen einem und 12 Jahren alt. Das bedeutet, dass einige sehr junge Maßnahmen evaluiert wurden (Nette, Gersprenz, Ulster oder Hase, vgl. Tab. 2), bei denen sicherlich nicht davon ausgegangen werden kann, dass der Prozess der Wiederbesiedlung zum Zeitpunkt der Untersuchung bereits abgeschlossen war. Im Mittel lagen jedoch zwischen Abschluss der Maßnahmen und der Unter-



suchung vier Jahre, so dass aus Sicht der Autoren insgesamt eine Veränderung in den Biozöosen als Reaktion auf die durchgeführten Revitalisierungen hätte sichtbar werden sollen. Würde die Zeit einen übergeordneten Faktor im Hinblick auf die Wiederbesiedlung darstellen, hätten bei den älteren Maßnahmen wie z.B. Sandbach oder Schwalm stärkere Verbesserungen in den Biozöosen der revitalisierten Abschnitte messbar sein sollen. Dieses war jedoch nicht der Fall. Die hierzu durchgeführten Analysen konnten keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Faktor Zeit und einer messbaren Veränderung in der Biozönose zeigen (vgl. Kapitel 3.4).

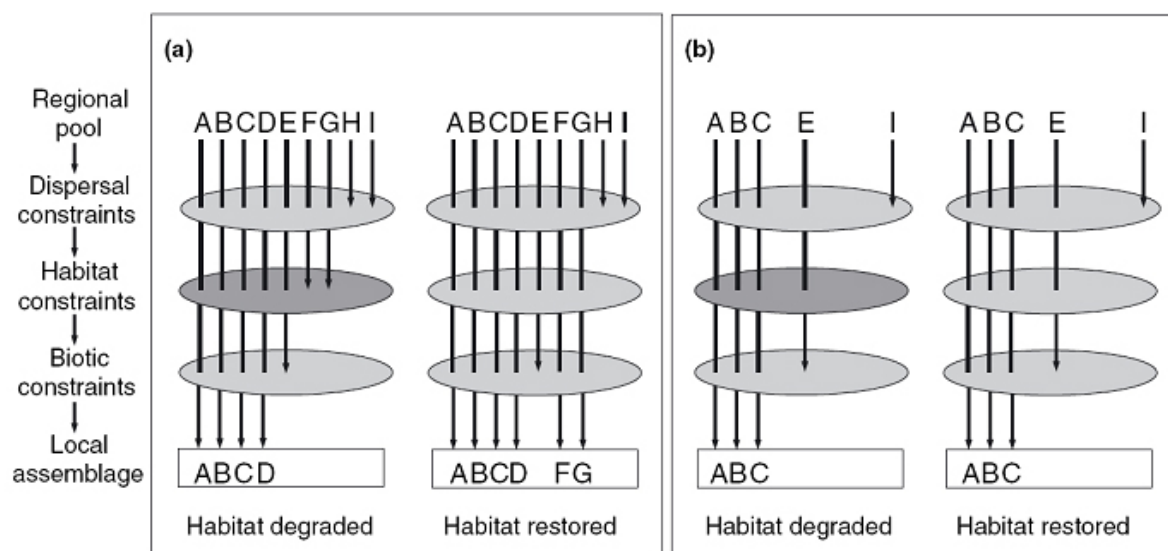
Als weiterer Aspekt im Hinblick auf den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen können vermutlich „wertvolle“ **Substrate** (z.B. Totholz oder CPOM) darstellen. Eventuell könnte eine Erhöhung des Anteils solch ausgewählter Substrate zu einer (weiteren) Verbesserung der Biozöosen beitragen. Als Beispiel soll die Maßnahme am Josbach genannt werden: Die Untersuchungen haben gezeigt, dass eingebrachtes Totholz die Habitatvielfalt erhöht, die Ausbildung lenitischer Bereiche fördert oder als Falle für Blattlaub und CPOM dient, die wichtige Nahrungsquellen für Zerkleinerer und Detritusfresser sind. Die Bewertung der EQC-Fische erreicht am revitalisierten Abschnitt des Josbach den „sehr guten“ Zustand nach EG-WRRL. Derartige Maßnahmen erhöhen oftmals den Anteil an Versteckmöglichkeiten, Brut- und Laichhabitaten (Kail et al. 2007). Gleichzeitig ist durch den Eintrag von Totholz eine relativ schnelle **Verbesserung der hydromorphologischen Bedingungen** messbar (Dickhaut 2005). Durch den Eintrag von Totholz wurde die Sohle erfolgreich angehoben und Strömungs- und Substratdiversität haben hier im Gegensatz zu den anderen Gewässern deutlicher zugenommen. Insgesamt zählt die Revitalisierungsmaßnahme am Josbach zu den Maßnahmen, die vergleichsweise kostengünstig waren (vgl. Tab. 2). Da es sich beim Josbach um ein Gewässer mit einem relativ kleinen Einzugsgebiet handelt (Fließgewässertyp 5), sollte bei zukünftigen Maßnahmen überlegt werden, inwieweit das aktive Einbringen von Totholz oder die Regeneration natürlicher Totholzquellen (Uferbewuchs) auch in größeren Gewässern zu einer Verbesserung struktureller und hydromorphologischer Bedingungen und damit einhergehend zu einer Verbesserung des ökologischen Zustands beitragen kann.

In einigen Fällen wurden Hinweise gefunden, dass die Gewässergüte bezogen auf einzelne chemische Parameter noch nicht den „guten“ Zustand erreicht. Derartige **stoffliche Belastungen** der Gewässer wirken dem Wiedereinstellen gewässertypspezifischer Biozöosen entgegen. Selbst unter optimalen hydromorphologischen Bedingungen werden sich bei einer stofflichen Belastung der Gewässer keine typischen Biozöosen einstellen. Das bedeutet im Umkehrschluss, dass sich bei einer besseren Wasserqualität einiger Gewässer eine deutlichere Reaktion der Biozönose als Erfolg der Revitalisierung hätte zeigen können.

Neben den o.a. Faktoren wird das **Wiederbesiedlungspotenzial** und das Vorhandensein von **Besiedlungsquellen** als wichtiger Aspekt bei der Besiedlung revitalisierter Abschnitte gesehen. Nach Durchführung einer Revitalisierung hofft man nach der „Field of Dreams Hypothesis“ auf entsprechenden Erfolg der Maßnahmen, frei nach dem Motto „if we build it, they [the organisms] will come“ (Hughes 2007). Der Erfolg im Hinblick auf die Wiederbesied-

lung revitalisierter Abschnitte durch zuvor fehlende Taxa ist jedoch keineswegs garantiert (Palmer et al. 1997). Die Ausbreitungsfähigkeit der einzelnen Arten spielt eine wesentliche Rolle bei der Wiederbesiedlung revitalisierter Abschnitte (Hauer & Lamberti 2007), und es stellt sich die Frage, ob die biozönotische Grundausstattung des Gewässers intakt ist.

Voraussetzung für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung ist demnach das Vorhandensein entsprechender Taxa in einem sogenannten „regional pool“ (vgl. Ausführungen zum „Strahlursprung“ in DRL 2008). Das bedeutet, dass Populationen dieser Taxa in erreichbarer Nähe zum revitalisierten Abschnitt vorhanden sein müssen, da sie nur dann überhaupt in der Lage sind, revitalisierte Abschnitte zu erreichen. Abb. 37 zeigt eine vereinfachte Darstellung dieses Prinzips.



**Abb. 37a-b:** Schema zur Wiederbesiedlung revitalisierter Abschnitte in Gewässern mit einer a) intakten und b) verarmten biozönotischen Grundausstattung (verändert nach Rahel 2002 und Lake et al. 2007).

Sind in dem „regional pool“ vergleichsweise viele Taxa vorhanden, kann durch eine Revitalisierung, d.h. dem Aufheben der „habitat constraints“, eine Erhöhung der Taxazahl erreicht werden (vgl. Abb. 37a). Demgegenüber kann dies in einem verarmten „regional pool“ nicht erreicht werden. Nach Durchführung einer Revitalisierung bleibt die Taxazahl so niedrig wie zuvor (vgl. Abb. 37b). In diesem Zusammenhang ist zu erwähnen, dass die **Migrationseigenschaften** von Arten maßgeblich mit darüber entscheiden, bis zu welcher Entfernung Gewässerabschnitte wieder besiedelt werden können. Das Migrationsverhalten ist hierbei artspezifisch. Letzteres bedeutet, dass ausgehend von biozönotisch intakten Gewässerabschnitten („Strahlursprung“ im Sinne von DRL 2008) das Wiederbesiedlungspotenzial nicht für alle Arten gleich groß ist. Hoch mobile Arten vermögen weiter entfernte Abschnitte, weni-

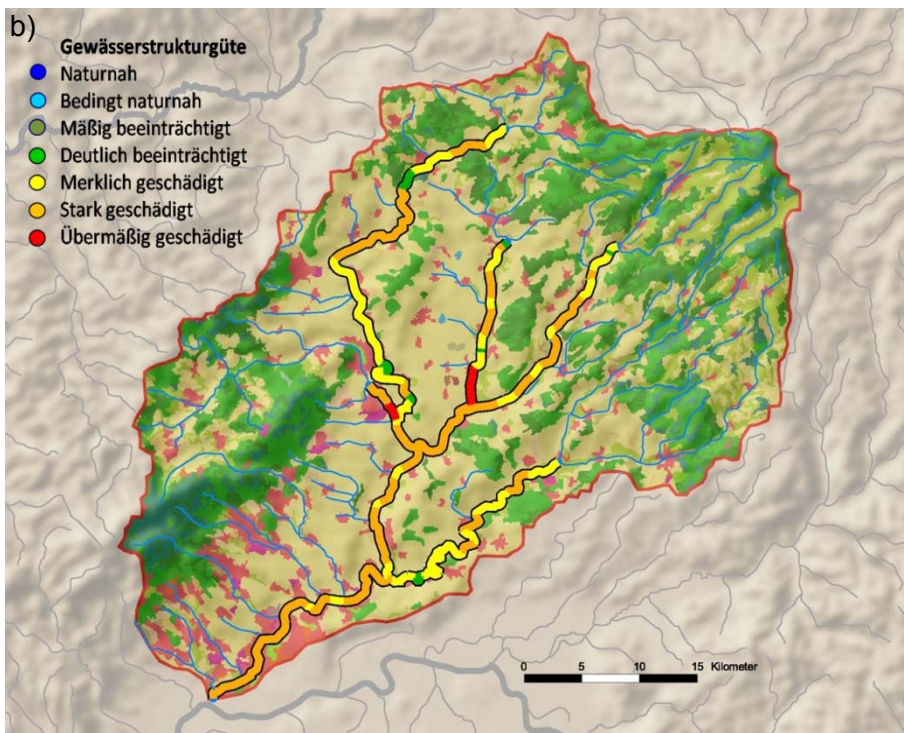
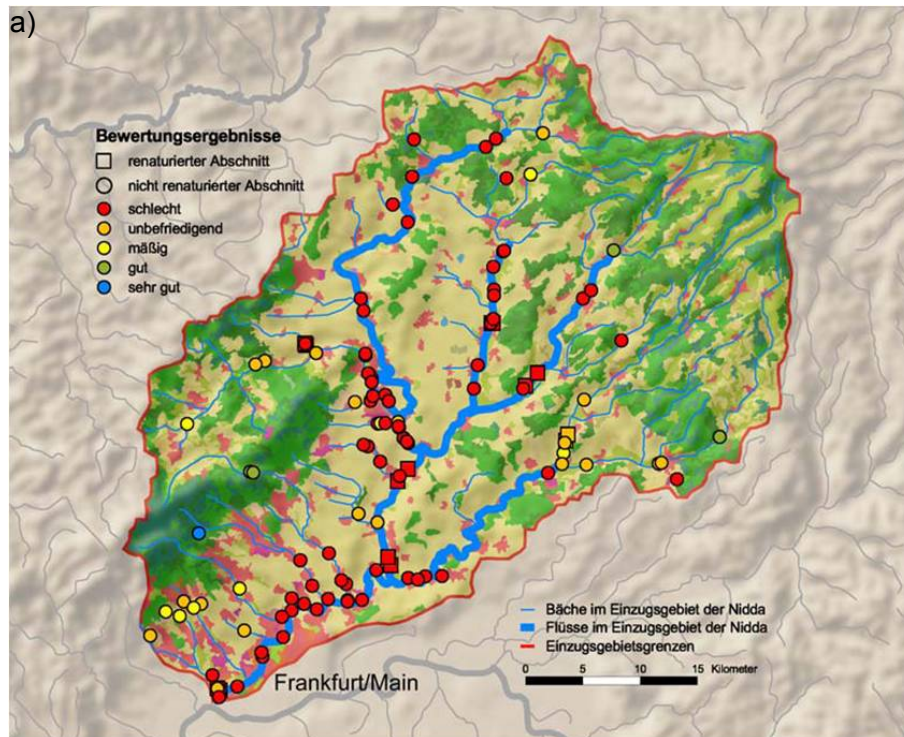
ger mobile dagegen lediglich nahe gelegene Abschnitte wieder zu besiedeln. Über die Migrationseigenschaften vieler Arten ist bisher noch wenig bekannt. In diesem Zusammenhang spielt auch die **Frequenz** und die **Länge** der Revitalisierungsmaßnahmen eine Rolle. Ausgehend von einem Gewässer mit einem verarmten „regional pool“ reicht es vermutlich nicht aus, wenn lediglich an einem ausgewählten Gewässerabschnitt eine Revitalisierung durchgeführt wird. Arten mit einem begrenzten Ausbreitungsvermögen erreichen die revitalisierten Abschnitte trotz passender Habitate möglicherweise nicht (Skinner et al. 2008). In einem solchen Fall könnte eine Konzentration möglichst vieler Revitalisierungsmaßnahmen innerhalb des Einzugsgebiets zum Erfolg der einzelnen Maßnahmen beitragen. Durch die dadurch entstandenen „Trittsteine“ (vgl. Ausführungen in DRL 2008) können Voraussetzungen für die Besiedlung dazwischenliegender Abschnitte entstehen (Feld et al. 2007, Palmer & Bernhardt 2006).

#### **4.1.2 Konkretisierung wiederbesiedlungsrelevanter Aspekte am Beispiel des Einzugsgebietes der Nidda**

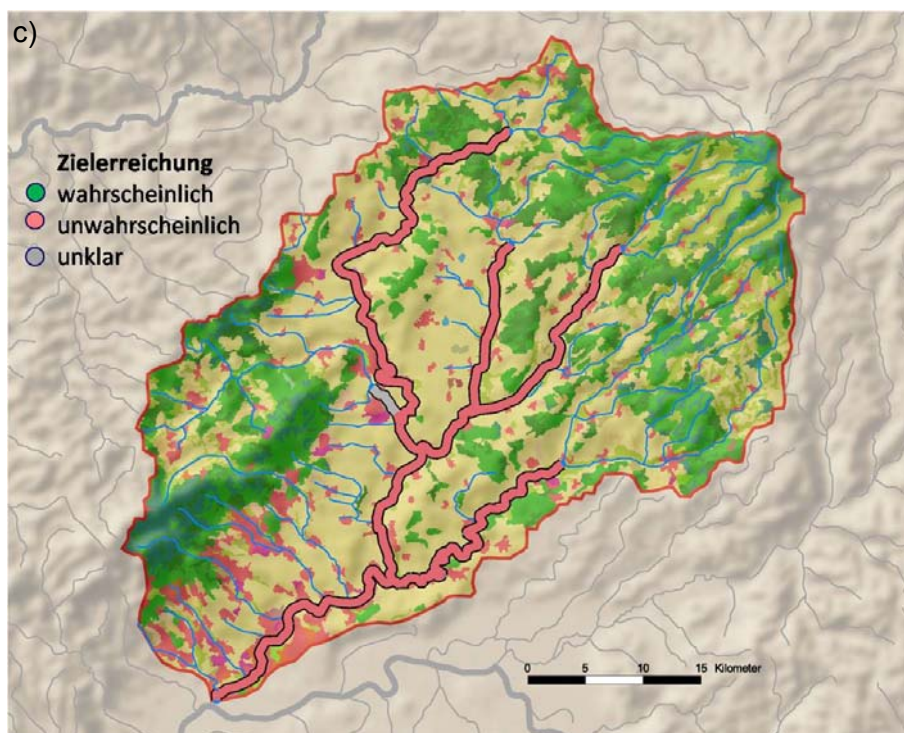
Im Folgenden sollen die Ausführungen insbesondere zur stofflichen Belastung und zum Wiederbesiedlungspotenzial am Beispiel des Einzugsgebietes der Nidda konkretisiert werden. Die Nidda mündet bei Frankfurt in den Main und weist dort ein Einzugsgebiet von 1.971 km<sup>2</sup> auf. Sie durchfließt die Wetterau und damit eine Region, die einer starken agrarischen und urbanen Nutzung unterliegt.

Für die Analysen soll der Focus im Folgenden auf die Flussabschnitte im Einzugsgebiet der Nidda gelegt werden. Hierzu werden alle Gewässerabschnitte betrachtet, die im Einzugsgebiet der Nidda dem LAWA-Fließgewässertyp 9: „Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse“ angehören (d.h. Wetter, Usa, Horloff, Nidder und die Nidda selbst; entsprechende Abschnitte in Abb. 38a-c fett hervorgehoben). Über die Besiedlung dieser Gewässer durch das Makrozoobenthos geben 51 Proben in den betrachteten Abschnitten Auskunft (vgl. Abb. 38a). Es fällt auf, dass die Bewertungsergebnisse dieser Probestellen nach EG-WRRRL bis auf wenige Ausnahmen den „schlechten“ ökologischen Zustand indizieren. Die Gründe hierfür sind im Einzugsgebiet der Nidda zu suchen: Betrachtet man das Gesamtergebnis der Gewässerstrukturgütekartierung (vgl. Abb. 38b) fällt auf, dass über 90 % der Gewässerverläufe in die Strukturgüteklassen 5 (stark verändert) und 6 (sehr stark verändert) eingestuft werden (Datenquelle: HMUELV 2009). Die Kartierungsergebnisse spiegeln die Tatsache wider, dass ein Großteil der Flächen entlang der Gewässer im Einzugsgebiet der Nidda in den letzten Jahrzehnten entweder bebaut oder landwirtschaftlich genutzt wurden und dass sie zahlreichen Begradigungen und Ausbaumaßnahmen unterlagen. Über die gewässerchemische (stoffliche) Situation im Einzugsgebiet geben 11 Messstationen Auskunft.









**Abb. 38a-c:** Einzugsgebiet der Nidda mit ihren Zuflüssen Usa, Wetter, Horloff und Nidder. (a) Darstellung der Qualitätsklasse basierend auf der Qualitätskomponente Makrozoobenthos, (b) Darstellung der Gewässerstrukturgüte und (c) Darstellung der stofflichen Belastung im Einzugsgebiet der Nidda.

An diesen Messstationen werden in regelmäßigen Abständen Daten zu Nährstoffparametern (z.B. Ammonium, Nitrit, Nitrat, Phosphat) sowie zu weiteren Parametern (z.B. Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit, Chlorid etc.) aufgenommen. Diese Daten wurden vom Bundesland Hessen als Grundlage genutzt, die diesbezügliche Zielerreichung der Wasserkörper abzuschätzen. Es zeigt sich, dass die Zielerreichung im Hinblick auf das betrachtete Einzugsgebiet der Nidda als „unwahrscheinlich“ eingestuft wird (Quelle: Karte 1.1.5.2.1.1.3: Gefährdungsabschätzung Stufe III - Unterstützende chemisch-physikalische Qualitätskomponenten in der Biologie, HMUELV 2005; vgl. Abb. 38c).

Das bedeutet, dass die Gewässer des LAWA-Fließgewässertyps 9 im Einzugsgebiet der Nidda auf gesamter Länge sowohl strukturell degradiert als auch gewässerchemisch belastet sind. Infolge dessen sind diese Gewässer in den betrachteten Abschnitten biozönotisch sehr stark verarmt und verändert. „Source Populations“ fehlen weiträumig, so dass keine für eine Wiederbesiedlung relevanten „Strahlursprünge“ vorhanden sind. Darüber hinaus verhindern gewässerchemische Parameter (v.a. die Belastung durch Phosphate) möglicherweise eine erfolgreiche Etablierung von aus anderen Einzugsgebieten heraus wiederbesiedelnden Arten.

Dieses hat zur Konsequenz, dass punktuelle strukturelle Verbesserungen durch Revitalisierungsmaßnahmen, wie sie an der Nidda an ausgewählten Abschnitten durchgeführt wurden (Nidda bei Bad Vilbel, Ilbenstadt und Ranstadt, siehe rechteckige Signatur in Abb. 38a; be-

züglich der Projektkenngrößen vgl. Tab. 2), derzeit in diesem Gewässersystem (noch) nicht zu einer besseren Bewertung an den jeweiligen Stellen führen können.

## 4.2 Unterschiedliche Reaktion einzelner biologischer Qualitätskomponenten

Die Ergebnisse der im Projekt durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass die Reaktion der einzelnen biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten) unterschiedlich sind. Die Fische scheinen bei gegebener linearer Durchgängigkeit die Habitate in revitalisierten Gewässerabschnitten schneller wieder besiedeln zu können als das Makrozoobenthos oder die Makrophyten (vgl. Kapitel 3.3). Dieses hängt vermutlich mit der vergleichsweise höheren Mobilität der Fische zusammen. Im Hinblick auf das Makrozoobenthos wird angenommen, dass die Ausbreitungsfähigkeit, insbesondere zwischen verschiedenen Einzugsgebieten, vergleichsweise gering ist. Hololimnische Taxa, die ihren gesamten Lebenszyklus im Gewässer verbringen, sollten hier noch weniger ausbreitungsfähig sein als merolimnische Taxa, die sich als Adulte an Land fliegend fortbewegen können. Verschiedene Studien zeigen jedoch, dass der genetische Austausch merolimnischer Taxa zwischen Einzugsgebieten ebenfalls gering ist. Feldstudien haben gezeigt, dass die Adultstadien der Insekten primär entlang der Gewässer fliegen und sich nur selten mehr als wenige hundert Meter vom Gewässer weg bewegen (Müller 1954, MacNeale et al. 2005). Das bedeutet, dass es vergleichsweise lange Zeit in Anspruch nehmen könnte, bis Organismen des Makrozoobenthos Gewässer in ehemals verarmten Einzugsgebieten wieder besiedeln. Um diesen Prozess zu unterstützen, könnte eine aktive **Wiederansiedlung ausgewählter Taxa** hilfreich sein. Hierdurch würden biozönotisch verarmte Gewässer „angeimpft“, so dass die Wiederbesiedlung geeigneter (revitalisierter) Gewässerabschnitte in einer kürzeren Zeitspanne erfolgen könnte. Bei erfolgreicher Etablierung und Ausbreitung der wieder angesiedelten Taxa sollten sich dann in der Folge Verbesserungen im Hinblick auf die Bewertungsergebnisse zur ökologischen Zustandsklasse ablesen lassen. Obwohl die Erfahrungen mit derartigen Projekten im Bereich des Makrozoobenthos noch vergleichsweise gering sind, wird angeregt, das Instrument der Wiederansiedlung an ausgewählten Taxa und Modellgewässern in der Praxis zu überprüfen.

Künftig werden weitere **Wirkungs- und Erfolgskontrollen** von Revitalisierungsmaßnahmen notwendig sein, um die bioökologischen Wirkungen zu erfassen. Besonders wichtig erscheint dabei, das Potenzial und die Hemmnisse im Einzugsgebiet zu berücksichtigen (UBA 2008, vgl. Kap. 4.1).

## 4.3 Ergebnisse der Akteursbefragung

Aus der Akteursbefragung werden vor allem folgende Konsequenzen deutlich:

Der „gefühlte“ **Projekterfolg** ist im Allgemeinen deutlich besser als der tatsächlich gemessene. Eine Ursache dafür ist, dass in lediglich gut einem Drittel der Projekte eine Erfolgskon-

trolle realisiert wurde. Erfolg wird wesentlich über ökomorphologische Strukturen eingeschätzt – diese sind zwar Voraussetzung für einen Erfolg auch bei der Entwicklung der Biozönosen, aber, wie die vorliegende Studie belegt, nicht zwingend damit verbunden.

Fließgewässer-Revitalisierungen können unterschiedliche **Zielsetzungen in der Entwicklung von Landschaften** erfüllen helfen. Viele Akteure handeln aber – meist bedingt durch behördliche oder anderweitige Zuständigkeiten – eher sektoral. Vorhaben, die der Umsetzung der WRRL dienen, können zugleich wichtige Beiträge zur Erfüllung von FFH- und Vogelschutz-Richtlinie leisten (im Einzelfall aber auch Konflikte verursachen), Strategien zur Erhaltung der Biodiversität realisieren helfen und – in vielen analysierten Projekten wichtig – Erholungsfunktionen der Landschaft fördern. Daher bedürfen Revitalisierungsvorhaben in der Planung und Umsetzung zwingend integrativer Methoden.

Restriktionen durch die Landwirtschaft werden als die am stärksten wirksamen **Hindernisse in der Projektumsetzung** benannt; auch bei der Abfrage konkreter Interessenskonflikte im Detail wird das deutlich. Offensichtlich wird hier die Zusammenarbeit mit Interessensvertretern wie Bauernverband oder Landvolk aber auch nicht ausreichend genutzt – die wenigsten Projektträger benannten in dem Projektfragebogen hier einen Ansprechpartner, obwohl er explizit erbeten war.

**Partizipation als aktive Beteiligung** an der Entscheidungsfindung wird zwar überwiegend, aber nicht von allen Akteuren, als realisiert angesehen. Um insgesamt zu wirklichen Mitbestimmungsmöglichkeiten zu gelangen, welche die Interessen möglichst zahlreicher Akteure in der Landschaft berücksichtigt, bedarf es in der Regel verstärkter Anstrengungen. Der hierfür notwendige Mehraufwand zur Koordination wird sich durch raschere Umsetzung der Projekte rentieren, erst recht langfristig betrachtet für Folgeprojekte.

Ortstermine, Presseartikel und bilaterale Verhandlungen sind die am intensivsten genutzten Methoden zur Information und Partizipation. Verstärkte **Öffentlichkeitsarbeit** könnte in den meisten Projekten zu einer Verbesserung des Umsetzungserfolgs beitragen; dabei würden die meisten Akteure elektronische Medien (E-Mail-Newsletter, Homepage) am meisten stärken. Workshops zur kooperativen Erarbeitung von Lösungen sollten ebenso eine weitaus wichtigere Rolle spielen.

#### 4.4 Fazit und Vorschläge für künftige Revitalisierungsprojekte

Damit Revitalisierungsmaßnahmen aus ökologischer Sicht als erfolgreich bewertet werden können, müssen verschiedene Aspekte betrachtet werden. Zum einen ist es wesentlich, ein annähernd natürliches äußeres Erscheinungsbild des Gewässers wiederherzustellen. Die durchgeführten Maßnahmen haben aus Sicht der Autoren hierzu vielfach messbar positiv beigetragen (vgl. Kapitel 3.2). Die erhöhte Habitatvielfalt führt jedoch nicht automatisch zu einer erhöhten Artenvielfalt bzw. zu besseren Bewertungsergebnissen im Sinne der EG-WRRL.



Vielmehr wird deutlich, dass eine ganzheitliche Betrachtung der Gewässer von zentraler Bedeutung für den Erfolg einzelner Revitalisierungsmaßnahmen ist. In den Fokus künftiger Planungen von Revitalisierungsmaßnahmen sollte daher nicht der Gewässerabschnitt allein, sondern der ganze Wasserkörper sowie sein Einzugsgebiet gerückt werden. Es sollten künftig in vorgeschalteten Einzugsgebietsanalysen Aspekte zum Wiederbesiedlungspotenzial von Organismen, zu Besiedlungsquellen sowie zur stofflichen und strukturellen Belastung erörtert werden. Diese Analysen bieten dann eine Basis, auf der fachlich fundiert entschieden werden kann, wo und in welchen räumlichen Abständen sinnvoller Weise Maßnahmen umgesetzt werden sollten.

Wichtig erscheint die Einführung eines generellen, auch längerfristigen Monitorings, um die Erreichung der zuvor entsprechend detailliert (und messbar) festzulegenden Revitalisierungsziele zu überprüfen, nötigenfalls Maßnahmen anzupassen, für künftige Projekte Erfahrungen zu sammeln und – ganz wichtig für die Akzeptanz und Mitwirkungsbereitschaft in Bezug auf das aktuelle und spätere Vorhaben – Erfolge kommunizieren zu können. Einer frühzeitigen und offenen Kommunikation und kooperativen Projektentwicklung und -umsetzung kommt generell eine zentrale Rolle zu, beginnend bereits vor Projektstart und unter Einbeziehung aller potenziell tangierten Akteure. Zahlreiche weitere Verbesserungsmöglichkeiten sind in einer Mindmap in Kapitel 3.5.7 zusammengefasst.

**Wenn die genannten Aspekte zukünftig neben der reinen Umsetzung von Revitalisierungsmaßnahmen verstärkt Berücksichtigung finden, wird sich aus Sicht der Autoren die Revitalisierung von Fließgewässern durchaus zu einer Erfolgsgeschichte entwickeln können. Keinesfalls sollte vorzeitig der Schluss gezogen werden, dass die Revitalisierungen langfristig nicht den Erfolg bringen, den man sich durch diese Maßnahmen erhofft.**

## 5. Zusammenfassung

Integraler Bestandteil der EG-WRRL ist die Revitalisierung degradierter Gewässerabschnitte, die keinen guten ökologischen Zustand aufweisen. **Ziel der vorliegenden Studie** ist die **Evaluation von Revitalisierungsmaßnahmen** hinsichtlich der Wirksamkeit auf verschiedene bewertungsrelevante Organismengruppen (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten).

Hierbei werden nach dem Prinzip „**space for time substitution**“ die Lebensgemeinschaften revitalisierter Gewässerabschnitte mit denen in einem jeweils unmittelbar oberhalb gelegenen nicht revitalisierten Abschnitt verglichen. Wesentlich ist hierbei, dass der oberhalb gelegene Vergleichsabschnitt dem Zustand des revitalisierten Abschnittes vor Durchführung der Revitalisierung weitestgehend gleicht. Die Erfassung der biologischen Qualitätskomponenten erfolgte nach den derzeit angewandten nationalen Standards. Desweiteren wurden **Daten zum hydromorphologischen Zustand** an den revitalisierten und Vergleichsabschnitten aufgenommen sowie wesentliche **Eckdaten wie z.B. Kosten oder Alter der Maßnahme** abgefragt. Im Rahmen einer **Fragebogen-gestützten Akteursanalyse** wurde von den an der Revitalisierungsmaßnahme beteiligten Personen Zieldefinition, individuelle Sichtweise und Umsetzungshindernisse näher beleuchtet.

Im vorliegenden **Endbericht** werden die Ergebnisse von insgesamt 26 Maßnahmen vorgestellt:

Übergeordnetes Ziel der Revitalisierungsmaßnahmen war eine Verbesserung der Gewässerstruktur. Der analysierte Datensatz hat gezeigt, dass die Revitalisierung zu einer **Verbesserung des hydromorphologischen Zustands** geführt hat. An den revitalisierten Abschnitten wurde eine Erhöhung der Substratdiversität, Tiefen- und Strömungsvarianz festgestellt. Die Diversität von Gewässerelementen wie beispielsweise Totholzverklausung, Altarmen, Inseln oder Sand- / Kiesbänken hat ebenfalls zugenommen.

Die zur Bewertung des ökologischen Zustands herangezogenen **biologischen Qualitätskomponenten spiegeln die gemessenen Verbesserungen der Habitatvielfalt jedoch (noch) nicht wider.**

Im Einzelnen konnte beim Vergleich des revitalisierten mit dem Vergleichsabschnitt für die Qualitätskomponente **Makrozoobenthos** in fünf Fällen ein besseres Bewertungsergebnis festgestellt werden. In sechzehn Fällen konnte kein Unterschied dokumentiert werden und bei fünf Maßnahmen fiel das Bewertungsergebnis schlechter aus.

Im Hinblick auf die Qualitätskomponente **Fische** konnte bei zwölf analysierten Maßnahmen eine Verbesserung der Bewertungsergebnisse an den revitalisierten Abschnitten festgestellt werden. In zehn Fällen fielen die Bewertungsergebnisse gleich aus, in drei Fällen wurde ein schlechteres Bewertungsergebnis für den revitalisierten Gewässerabschnitt festgestellt.

Bei der Qualitätskomponente **Makrophyten** konnte für neun Maßnahmen nach Durchführung der Revitalisierung überhaupt erst ein Bewertungsergebnis an den revitalisierten Abschnitten berechnet werden, während an den jeweiligen Vergleichsabschnitten die Qualitäts-



kriterien für eine Bewertung nicht eingehalten wurden. Bei acht untersuchten Maßnahmen wurde kein Unterschied festgestellt und bei zwei Maßnahmen fiel das Bewertungsergebnis schlechter aus. Für 16 Maßnahmen konnte auf der Basis des angewandten Verfahrens kein Bewertungsergebnis für zumindest einen der beide Abschnitte berechnet werden, so dass der Vergleich zwischen revitalisiertem Abschnitt und Vergleichsabschnitt ausbleiben musste. Sowohl die Taxazahl als auch die Deckung mit submerser Vegetation hat an den revitalisierten Abschnitten signifikant zugenommen.

Insgesamt konnte somit in 17 der 26 Fälle eine **Verbesserung in einer der drei biologischen Qualitätskomponenten** festgestellt werden. Diese Verbesserung betraf jedoch oftmals nur eine Verschiebung vom „schlechten“ oder „unbefriedigenden“ in den „unbefriedigenden“ oder „mäßigen“ Zustand. Lediglich in insgesamt vier Fällen konnte eine Verschiebung vom „mäßigen“ in den „guten“ oder „sehr guten“ Zustand dokumentiert werden.

Im Hinblick auf Zusammenhänge zwischen der **Reaktion der biologischen Qualitätskomponenten und Projektkenngrößen** der Revitalisierungsmaßnahmen (z.B. Alter, Länge oder Kosten der Maßnahme) konnten kein Zusammenhang hergestellt werden.

Wird bei der Ableitung der **ökologischen Zustandsklasse (EQC)** auf der Basis der drei Qualitätskomponenten das „Worst-Case-Prinzip“ zugrunde gelegt, erreicht nur eines der untersuchten Gewässer den „guten“ ökologischen Zustand. Das Ziel der EG-WRRL ist somit bislang bei einer der 26 analysierten Revitalisierungsmaßnahmen erreicht.

Es werden **Gründe** diskutiert, weshalb trotz der deutlich verbesserten hydromorphologischen Bedingungen die biologischen Qualitätskomponenten nicht den guten ökologischen Zustand erreichen. Ein Aspekt ist das **Wiederbesiedlungspotenzial** der Organismen. Die Arten können nur dann revitalisierte Gewässerabschnitte wieder besiedeln, wenn diese auch in erreichbarer Nähe zum entsprechenden Gewässerabschnitt vorkommen. Im engen Zusammenhang steht hierbei die **Frequenz** von Revitalisierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet von Gewässern mit einem verarmten „regional pool“. In letztgenannten Gewässern reicht es vermutlich nicht aus, lediglich einen ausgewählten (kurzen) Gewässerabschnitt zu revitalisieren. Hier könnten eventuell mehrere, über einen längeren Gewässerverlauf verteilte Maßnahmen die Funktion von „Trittsteinen“ übernehmen und somit zu einer insgesamt besseren biozönotischen Ausstattung des Gewässers beitragen. Weiter wurden bei einigen Gewässern Hinweise auf eine **stoffliche Belastung** gefunden. Diese Belastungen könnten einer Wiederbesiedlung der revitalisierten Gewässerabschnitte entgegen wirken.

Es wird herausgestellt, dass **Substrate** wie Totholz einen wertvollen Beitrag im Hinblick auf die Wiederausbildung einer gewässertypspezifischen Biozönose leisten können. Es sollte bei zukünftigen Revitalisierungsprojekten überprüft werden, inwiefern das Einbringen von Totholz auch bei größeren Gewässern zur Verbesserung der Hydromorphologie und in Folge dessen zu einer verbesserten Biozönose beitragen kann.

Der Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen wird im Hinblick auf die Biozönosen erst mit einer gewissen **zeitlichen Verzögerung** nach Abschluss der Maßnahmen messbar sein.

Am Fallbeispiel des Einzugsgebietes der Nidda werden die **engen Zusammenhänge zwischen Wiederbesiedlung und wiederbesiedlungsrelevanten Aspekten** im Einzugsgebiet herausgestellt. Dazu gehören beispielsweise das Vorhandensein von Besiedlungsquellen, einer intakten Gewässerstruktur und eine gute Wasserqualität. Anhand des Fallbeispiels Nidda wird aufgezeigt, dass der Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen durch übergeordnete stoffliche und strukturelle Belastungen im Einzugsgebiet überlagert werden kann.

Die Akteure der Revitalisierungsprojekte wurden im Rahmen einer Befragung gebeten, den „gefühlten Projekterfolg“ widerzuspiegeln und Verbesserungsvorschläge für die Umsetzung künftiger Planungen zu machen. Wichtig erscheint aus Sicht der Teilnehmer, **messbare Revitalisierungsziele** bereits vor Projektbeginn festzulegen. Im Rahmen eines (längerfristigen) **Monitorings** soll die Zielerreichung überprüft werden und Maßnahmen möglicherweise angepasst werden. Weiter sollte unter Beteiligung aller betroffenen Akteure eine **kooperative Projektentwicklung und -umsetzung** mit einer frühzeitigen und offenen Kommunikation angestrebt werden.

Der vorliegende Bericht stellt heraus, dass zukünftig eine **ganzheitliche Betrachtung** der Gewässer von zentraler Bedeutung für den Erfolg einzelner Revitalisierungsmaßnahmen ist. In den Fokus künftiger Planungen von Revitalisierungsmaßnahmen sollte daher nicht der Gewässerabschnitt allein, sondern der ganze Wasserkörper sowie sein Einzugsgebiet gerückt werden. Aus Sicht der Autoren sollten künftig **Einzugsgebietsanalysen** in den Planungsprozess von Revitalisierungsmaßnahmen integriert werden, um eine fachlich fundierte Entscheidung über den Umfang und die räumliche Ausdehnung von Revitalisierungsmaßnahmen treffen zu können.

Wenn die genannten Aspekte künftig stärker in den Fokus der Planung gerückt werden, können die Maßnahmen aus Sicht der Autoren auch langfristig zu dem gewünschten Erfolg führen und zu dem von der Wasserrahmenrichtlinie geforderten „guten Zustand“ unserer Gewässer beitragen.



## 6. Dank

Unser ganz besonderer Dank gebührt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) und dem Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV) für die finanzielle Förderung des Forschungsprojektes.

Die Darstellung der Makrozoobenthosergebnisse im Einzugsgebiet der Nidda erfolgte auf der Grundlage von Daten und mit Erlaubnis des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Wiesbaden, bei dem wir uns ebenfalls herzlich bedanken möchten.

Ganz besonderer Dank geht darüber hinaus an die jeweiligen Ansprechpartner der Revitalisierungsprojekte, die Mitarbeiter der Landesämter, Naturschutzbehörden, Naturschutzverbände, Fischereibehörden, Angelvereine, Fischereigenossenschaften, Landwirtschaftsbehörden und weiteren im Projekt involvierten Personen, ohne deren Unterstützung die Durchführung des Projektes nicht möglich gewesen wäre.

## 7. Literatur

- Bain M.B., J.T. Finn & H.E. Booke (1988): Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* 69: 382-392.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bonifatius. Paderborn.
- Internationale Alpenschutz-Kommission (CIPRA) (1992): Die letzten naturnahen Alpenflüsse. *Kleine Schriften* 11/92.
- Deutscher Rat für Landespflege (DRL) (Hrsg.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege* 81.
- Dickhaut W. (2005): Fließgewässerrenaturierung heute – Forschung zu Effizienz und Umsetzungspraxis. Abschlussbericht der Hochschule für angewandte Wissenschaften Hamburg, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF).
- Diekmann M., U. Dußling & R. Berg (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS) – Hinweise zur Anwendung. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen. Online unter: [www.LVVG.bwl.de/FFS](http://www.LVVG.bwl.de/FFS).
- Dußling U., A. Bischoff, R. Haberbosch, A. Hoffmann, H. Klinger, C. Wolter, K. Wysujack & R. Berg (2005): Die fischbasierte Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. In: Feld, C.K., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (Hrsg.): *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. *Limnologie aktuell* 11: 91-104.
- Dußling U., A. Bischoff, R. Haberbosch, A. Hoffmann, H. Klinger, C. Wolter, K. Wysujack & R. Berg (2004): Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. Abschlussbericht, allgemeiner Teil: Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna. Online unter: [www.LVVG.bwl.de/FFS](http://www.LVVG.bwl.de/FFS).
- Europäische Union (2000): Directive 2000/EC of the European Parliament and the Council establishing a framework for community action in the field of water policy: PE-CONS 3639/00. Brüssel.
- Feld C., D. Hering, S. Jähnig, A. Lorenz, P. Rolauffs, J. Kail, H.-P. Henter, U. Koenzen (2007): Ökologische Fließgewässerrenaturierung – Erfahrungen zur Durchführung und Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands. Schlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes Dessau.

- Fortin M.J., S. Payette & K. Marineau (1999): Spatial vegetation diversity index along a post-fire successional gradient in the northern boreal forest. *Écoscience* 6: 204-213.
- Fuchs U. & B. Statzner (1990): Time scales for the recovery potential of river communities after restoration: lessons to be learned from smaller streams. *Regulated Rivers: Research and Management* 5: 77-87.
- Gorman O.T. & J.R. Karr (1978): Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507-515.
- Haase P., A. Sundermann, K. Schindehütte (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland.
- Hauer F.R. & G.R. Lamberti (2007): *Methods in Stream Ecology*. Elsevier, Burlington.
- Hering D., R.K. Johnson, S. Kramm, S. Schmutz, K. Szoszkiewicz & P.F.M. Verdonschot (2006): Assessment of European rivers with diatoms, macrophytes, invertebrates and fish: A comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51: 1757-1785.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV) (2009): Gewässerstrukturgüte-Informationssystem (GESIS). Online unter: <http://www.gesis.hessen.de/>
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV) (2005): Bestandsaufnahme Oberirdische Gewässer. Online unter: <http://www2.hmuelv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/stadtlandfluss/hessen/ergebnisogdataill/>
- Hildrew A.G. & S.J. Ormerod (1995): Acidification - Causes, consequences and solutions. *Ecological Basis for River Management*: 147-160.
- Hughes J.M. (2007): Constraints on recovery: using molecular methods to study connectivity of aquatic biota in rivers and streams. *Freshwater Biology* 52: 616-631.
- Kail J., D. Hering, S. Muhar, M. Gerhard & S. Preis (2007): The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *Journal of Applied Ecology* 44: 1145-1155.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft und Stadt* 10: 73-85.
- Kronvang B., R. Grant & A.L. Laubel (1997): Sediment and phosphorus export from a lowland catchment: Quantification of sources. *Water Air and Soil Pollution* 99: 465-476.
- Lake P.S., N. Bond & P. Reich (2007): Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52: 597-615.

- 
- Londo G. (1974): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. In: Knapp, R. (ed.): Sampling methods in vegetation science: p. 45-49.
- Lorenz A., D. Hering, C.K. Feld & P. Rolauffs (2004): A new method for assessing the impact of morphological degradation on the benthic invertebrate fauna for streams in Germany. *Hydrobiologia* 516: 107-127.
- MacNeale K.H., B.L. Peckarsky & G.E. Likens (2005): Stable isotopes identify dispersal patterns of stonefly populations living along stream corridors. *Freshwater Biology* 50: 1117-1130.
- Malmqvist B., S. Rundle, C. Bronmark & A. Erlandsson (1991): Invertebrate colonization of a new, man-made stream in southern Sweden. *Freshwater Biology* 26: 307-324.
- Meier C., D. Hering, P. Haase, A. Sundermann & J. Böhmer (2005): Die Bewertung von Fließgewässern mit dem Makrozoobenthos. In: Feld, C.K., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (Hrsg.): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Limnologie aktuell* 11: 76-90.
- Meier C., J. Böhmer, R. Biss, C. Feld, P. Haase, A. Lorenz, C. Rawer-Jost, P. Rolauffs, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann, A. Zenker & D. Hering (2006a): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. Online unter: [www.fliesssgewaesserbewertung.de](http://www.fliesssgewaesserbewertung.de).
- Meier C., P. Haase, P. Rolauffs, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann & D. Hering (2006b): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis von Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Stand Mai 2006. Online unter: [www.fliesssgewaesserbewertung.de](http://www.fliesssgewaesserbewertung.de)
- Müller K. (1954): Investigations on the organic drift in north Swedish streams. Report for Institute of Fresh-water Research, Drottningholm 35: 133-148.
- Muotka T. & J. Syrjänen (2007): Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem processes in restored forest streams: a boreal perspective. *Freshwater Biology* 52: 724-737.
- Palmer M.A., R.F. Ambrose & L.N. Poff (1997): Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5: 291-300.
- Palmer M.A. & E.S. Bernhardt (2006): Hydroecology and river restoration: ripe for research and synthesis. *Water Resources Research* 42.

- 
- Passauer B., P. Meilinger, A. Melzer & S. Schneider (2002): Does the structural quality of running waters affect the occurrence of macrophytes? *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 30 (4): 197-206.
- Rahel F.J. (2002): Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 291-315.
- Schaumburg J., C. Schranz, D. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski & J. Foerster (2007): Vorbereitung des nationalen Bewertungsverfahrens für Makrophyten & Phytobenthos zur Interkalibrierung sowie Fachliche Unterstützung beim Interkalibrierungsprozess. Endbericht im Auftrag der Universität Duisburg-Essen. Online unter: <http://www.lfu.bayern.de>.
- Schaumburg J., C. Schranz, D. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski & J. Foerster (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Informationsbericht im Auftrag der LAWA, Projekt-Nr. 02.04. Stand Januar 2006. Online unter: <http://www.lfu.bayern.de>.
- Schaumburg J., C. Schranz, P. Meilinger, D. Stelzer, G. Hofmann, J. Foerster, A. Gutowski, S. Schneider, B. Köpf & U. Schmedtje (2005a): Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern und Seen - Das deutsche Bewertungsverfahren: Entwicklung, Praxistest und Ausblick. In: Feld, C.K., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (Hrsg.): *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. *Limnologie aktuell* 11: 63-75.
- Schaumburg J., C. Schranz, D. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski & J. Foerster (2005b): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. Endbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt. München.
- Schaumburg J., C. Schranz, J. Foerster, A. Gutowski, G. Hofmann, P. Meilinger, S. Schneider & U. Schmedtje (2004): Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica* 34 (4): 283-301.
- Shannon C.E. & W. Weaver (1949): *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois: The University of Illinois Press.
- Skinner K., F.D. Shields Jr. & S. Harrison (2008): Measures of Success: Uncertainty and Defining the Outcomes of River Restoration Schemes. In: Darby S. & D. Sear (Hrsg.) (2008): *River Restoration – Managing the Uncertainty in Restoring Physical Habitat*. West Sussex.
- Umweltbundesamt (UBA) (2008): Ergebnisse des UBA-Workshops "Ökologische Effektivität von hydromorphologischen Verbesserungen an Fließgewässern". Online unter: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/oberflaechengewaesser>.