



Kompensationsmaßnahmen als Baustein zur Gewässerrenaturierung im Emsgebiet

Auftraggeber:

Gebietskooperationen Leda-Jümme, Hase und Untere Ems
vertreten durch:

NLWKN – Betriebsstelle Cloppenburg
Geschäftsführung: M. Klaus
Drüdingstr. 25
49661 Cloppenburg

Bearbeitung:

Dipl.-Geogr. S. Backer
Dipl.-Ing. HW. Linders

Kontakt:**Britta Apelt**

Kommunale Umwelt-Aktion U.A.N., Arnswaldtstraße 28, 30159 Hannover, Tel. 0511 - 302 85 60, email: info@uan.de, www.uan.de

Netzwerk Fließgewässer im urbanen Raum – FluR, c/o Britta Apelt, Dieckbornstraße 10, 30449 Hannover, post@netzwerk-flur.de, www.netzwerk-flur.de

Richard Eckhoff

Ammerländer Wasseracht, An der Krömerei 6a, 26655 Westerstede, Tel. 04488/8484-0, email: eckhoff@ammerlaender-wasseracht.de

Hilke Hinrichs

Landkreis Ammerland, Amt für Umwelt und Wasserwirtschaft, Ammerlandallee 12, 26655 Westerstede, Tel. 04488/562650, email: h.hinrichs@ammerland.de, www.ammerland.de

Michael Klaus

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Cloppenburg, Drüdingstr. 25, 49661 Cloppenburg, Tel. 04471/886-133, email: Michael.Klaus@nlwkn-clp.niedersachsen.de

HW. Linders

ecoplan – Bürogemeinschaft Landschaftsplanung, Reimersstr. 6, 26789 Leer, 0491-14801, email: ecoplan@nwn.de, www.bg-ecoplan.de

Guido Meyer

Gemeinde Ostrhauderfehn, Hauptstr. 117, 26842 Ostrhauderfehn, Tel. 04952/8050, email: meyer@ostrhauderfehn.de, www.ostrhauderfehn.de

Druck:

Druckerei Sollermann GmbH, Am Emsdeich 23, 26789 Leer, Tel. 0491/979990-0

Inhalt

A. Orientierende Hinweise

1)	Worum geht es in der vorliegenden Untersuchung?	5
2)	Wie ist die Studie entstanden?	5
3)	An wen wendet sich die Studie?	5
4)	Welchen Stellenwert hat die Studie?	5
5)	Wie ist der Text zu benutzen?	6
6)	Was sind die wesentlichen Ergebnisse?	6

B. Grundlagen

1	Einleitung	7
1.1	Veranlassung	7
1.2	Aufgabenstellung	7
1.3	Bearbeitung	8
1.4	Untersuchungsgebiet	9
1.5	Projektbegleitende Arbeitsgruppe	9
1.6	Hinweise	10
2	Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung der Eingriffsregelung für die WRRL ..	11
2.1	Rechtsgrundlagen	11
2.1.1	WRRL	11
2.1.2	Europäisches Netzwerk Natura 2000	11
2.1.3	Baugesetzbuch	11
2.1.4	Bundesnaturschutzgesetz	12
2.2	Allgemeine Entwicklungsziele von WRRL und Naturschutz	12
2.2.1	Umweltziele der WRRL	12
2.2.2	Entwicklungsziele des Naturschutzgesetzes	13
2.3	Besondere Entwicklungsziele	14
2.3.1	Artenschutz, Zielarten und Bioindikatoren	14
2.3.2	Wasserabhängige terrestrischer Ökosysteme	14
2.4	Bewertungsansätze	14
2.4.1	Naturschutzfachliche Bewertungssysteme und Bewertung des ökologischen Zustandes in der WRRL	14
2.4.2	Naturschutzrechtlicher Eingriff und WRRL-Verschlechterungsverbot	16
2.4.3	Naturschutzrechtliche Aufwertungspotentiale von WRRL-Maßnahmen	16
2.5	Zielkonflikte	18
2.6	Gemeinsame Strategien	20
3	Eingriffsregelung und WRRL – von der Theorie zur Praxis	23
3.1	Bewertungsverfahren	23
3.1.1	Verbal-argumentative Verfahren	23
3.1.2	Osnabrücker Modell	23
3.1.3	Modell des Niedersächsischen Städtetags	25
3.1.4	Empfehlungen der Fachbehörde für Naturschutz	26
3.2	Praxis der Eingriffsregelung	27
3.2.1	Eingriffsregelung	27
3.2.2	Kompensation	27
3.2.3	Kompensationsplanung	28
3.2.4	Maßnahmen	29
3.2.5	Perspektiven	30
3.3	Zusammenfassung	30
4	Gewässerentwicklung und deren Bewertung in Eingriffsmodellen	32
4.1	Bewertungsmodelle im Emsgebiet	32
4.1.1	Übersicht	32
4.1.2	Modellbedingte Aufwertungsmöglichkeiten	35
4.1.3	Die Bedeutung der Modellfaktoren „Schutzgut Wasser“ und „Gewässer- Lebensgemeinschaften“	37
4.1.4	Zusammenfassung	37

4.2	Weitere Bewertungsmodelle.....	37
4.2.1	Numerische Bewertung von Biotoptypen.....	37
4.2.2	Entfernung von Wehranlagen zur Schaffung der Durchgängigkeit in Fließgewässern	39
4.2.3	Verfahren zur Bewertung von Kompensationsmaßnahmen an Fließgewässern im Rhein-Sieg-Kreis	40
4.3	Beispielhafte Vergleichsanwendung.....	41
4.3.1	Projektbeispiel Brualer Schloot.....	41
4.3.2	Projektbeispiel Rückverlegung linker Ledadeich zwischen Ubbehausen und Potshausen	45
4.4	Einschätzung	47
4.4.1	Rechtssicherheit.....	47
4.4.2	Validität und fachliche Nachprüfbarkeit	47
4.4.3	Berücksichtigung der WRRL-Biokomponenten	48
4.4.4	Aufwertungspotential von Gewässermaßnahmen	48
4.5	Zusammenfassung	49
5	Eigenschaften limnischer Systeme und deren Wahrnehmung in der Bewertungspraxis.....	50
5.1	Fließgewässer als Linien in der Landschaft?	50
5.2	Fließgewässer als Netzwerk.....	51
5.3	Randeffekte	52
5.4	Fließgewässer als komplexe räumliche Systeme.....	54
5.5	Wie breit ist ein Gewässer?.....	55
5.6	Struktur ohne Funktion?	56
5.7	Der Landschaftswasserhaushalt als blinder Fleck der Bewertungspraxis.....	57
5.8	Zusammenfassende Einschätzung	58
C. Anwendung		
6	Verfahrensvorschläge für die Bewertung von Kompensationsmaßnahmen an Fließgewässern	59
6.1	Bewertungsansätze	59
6.2	Grundlagen.....	62
6.2.1	Vermeidung von Beeinträchtigungen.....	62
6.2.2	Allgemeine Bewertung von Aufwertungspotentialen.....	63
6.2.3	Spezielle Bewertung von Aufwertungspotentialen.....	64
6.3	Sachbezogene Schnittstellen	66
6.3.1	Bestehende Bewertungssystematik.....	66
6.3.2	Schnittstellen	68
6.3.3	Bewertungsansatz	70
6.3.4	Einschätzung.....	72
6.4	Pauschale Bewertungsaufschläge	73
6.4.1	Effizienzfaktor	73
6.4.2	Dynamikfaktor	74
6.4.3	Pufferfaktor.....	75
6.4.4	Durchgängigkeitsfaktor.....	76
6.4.5	Anwendungsbeispiele.....	77
6.4.6	Einschätzung.....	82
6.5	Monetäre Schnittstellen	83
6.5.1	Realisierung singulärer Kompensationsmaßnahmen	83
6.5.2	Realisierung von Gesamtkonzepten.....	84
6.5.3	Einschätzung.....	87
6.6	Qualitätssicherung und Monitoring.....	87
7	Einschätzung.....	88
8	Quellen.....	89

Teil A. Orientierende Hinweise

1) Worum geht es in der vorliegenden Untersuchung?

EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und Naturschutz verfolgen im Bereich der Oberflächengewässer ähnliche Zielsetzungen. Gleichwohl unterscheiden sich die Instrumente beider Disziplinen vielfach so erheblich, dass in der praktischen Anwendung zahlreiche Fragen entstanden sind. Es war vornehmliches Ziel der vorliegenden Untersuchung, die bestehenden Schnittstellen zwischen WRRL und Naturschutz zu ermitteln und gleichzeitig mögliche Grenzen einer Kooperation zu identifizieren. Im Vordergrund stand dabei die Frage, inwieweit mit dem gezielten Einsatz naturschutzrechtlicher Kompensationsmaßnahmen auch ein Beitrag zur Verbesserung des ökologischen Zustands im Sinne der WRRL geleistet werden kann. Diese Fragen werden schwerpunktmäßig im Hinblick auf die besonderen natürlichen und landeskulturellen Bedingungen in Teilen des Einzugsgebiets der Ems behandelt (vgl. Kap. 1.4).

2) Wie ist die Studie entstanden?

Im Juni 2007 wurde in Zusammenhang mit der Arbeit der Gebietskooperationen Leda-Jümme und Hase erstmals die Idee formuliert, auch die Möglichkeiten der Einbindung von Kompensationsmaßnahmen in Gewässerentwicklungskonzepte näher zu untersuchen. Bereits in den Jahren 2005 und 2006 waren diese Fragen im Rahmen des Pilotprojekts Löninger Mühlenbach intensiv diskutiert worden. Immer wieder war festgestellt worden, dass die an Gewässern zu erzielenden Aufwertungspotentiale verglichen mit anderen Kompensationsmöglichkeiten zu gering waren, um eine relevante Steuerungswirkung zu erzielen. Für Kompensationspflichtige war es im Regelfall günstiger, Maßnahmen auf landwirtschaftlichen Flächen durchzuführen. Diese Tendenz wurde jedoch sowohl durch Naturschutz- als auch Landwirtschaftsvertreter durchaus kritisch bewertet. Insofern wurde die Initiative der Gebietskooperation Leda-Jümme, eine vertiefende Studie zu diesen Fragen durchführen, auch von den Gebietskooperationen Hase und Untere Ems unterstützt. Im Juli 2008 wurde der Auftrag zur Durchführung der Studie erteilt. Gleichzeitig wurde eine Arbeitsgruppe eingesetzt, die den Fortgang der Untersuchungen begleitete (vgl. Kap. 1.5). Der vorliegende Bericht bildet das Ergebnis der Arbeiten.

3) An wen wendet sich die Studie?

Die Studie dient zunächst der Berichterstattung an die Mitglieder der beauftragenden Gebietskooperationen. Ferner sind die Arbeitsergebnisse so aufbereitet worden, dass sie für ein Fachpublikum im Bereich der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung von Interesse sein können. Als Zielgruppe kommen deshalb primär alle kompensationspflichtigen Institutionen (Kommunen, Fachbehörden, Unternehmen) sowie die zuständigen Naturschutzbehörden und Planungsbüros in Betracht. Die Studie bezieht sich wesentlich auf die konkreten landeskulturellen Bedingungen im Emsgebiet, die durch einen hohen Anteil erheblich veränderter Gewässer geprägt sind. Insofern sollten die Befunde stets vor diesem regionalen Hintergrund betrachtet werden.

4) Welchen Stellenwert hat die Studie?

Die vorliegende Studie ist als Diskussionsbeitrag zu einer aktuellen Fragestellung zu werten. Entsprechend des bisherigen Arbeitsumfangs ist zunächst nur von einem Werkstattbericht auszugehen, der keine ungeprüfte Anwendung zulässt. Alle in Teil C verwendeten Wertsetzungen bilden eine erste Annäherung an die Problematik. Sie konnten bisher nur anhand geringer Stichprobenzahlen näherungsweise getestet werden. Konkrete Anwendungen der gewählten Faktoren und Vorschläge dürfen nur nach sorgfältiger fachlicher Prüfung und in der alleinigen Verantwortung der jeweiligen Planverfasser erfolgen. Aufgrund der rechtlichen Bedeutung der damit verbundenen Aussagen müssen alle Aussagen, die sich auf die vorliegende Studie beziehen, mit der zuständigen Naturschutzbehörde einvernehmlich abgestimmt werden.

Der vorliegende Text wurde mit dem Auftraggeber, der Arbeitsgruppe und den Mitgliedern der drei Gebietskooperationen diskutiert. Trotzdem kann er nicht die Meinung aller Beteiligten wiedergeben. Insofern stellt er als gutachtliche Aussage zunächst nur die Auffassung der Verfasser dar.

5) Wie ist der Text zu benutzen?

Um die Nutzbarkeit des Textes zu verbessern, wurden dem eigentlichen Gutachten diese orientierenden Hinweise vorangestellt. Sie sollen einen ersten Eindruck von den dargestellten Inhalten vermitteln.

Der eigentliche Gutachtentext ist in die Teile B und C gegliedert worden. Diese beinhalten folgende Schwerpunkte:

- **Teil B** (Grundlagen und Analysen): In diesen Kapiteln erfolgt eine fachliche Analyse der Thematik auch unter Berücksichtigung rechtlicher und praktischer Fragen. Dieser Textteil ist für die Nachvollziehbarkeit und die Anwendung der in Teil C formulierten Verfahrensvorschläge nur im Einzelfall notwendig. Er dient primär der Dokumentation der Arbeitsschritte und der Nachvollziehbarkeit bestimmter Schlußfolgerungen.
- **Teil C** (Verfahrensvorschläge): In Kap. 6 werden drei Möglichkeiten eines effizienteren Einsatzes von Kompensationsmaßnahmen bei der Renaturierung von Fließgewässern entwickelt. Diese Ausführungen sind für die praktische Anwendung von größerer Bedeutung als Teil B. Eine versuchsweise Anwendung sollte jedoch nur unter Berücksichtigung der in Teil B dargestellten Problemstellungen erfolgen.

6) Was sind die wesentlichen Ergebnisse?

Folgende Befunde können hervorgehoben werden.

- Die mit bestehenden Modellen ermittelten Aufwertungspotentiale sind nicht geeignet, eine spürbare Steuerungswirkung hin zu Maßnahmen an Gewässern zu entfalten. Maßnahmen in terrestrischen Ökosystemen sind für Kompensationspflichtige aus finanzieller Sicht im Regelfall bedeutend attraktiver.
- Bewertungsmodelle sind derzeit nicht in der Lage, die spezifischen Funktionen limnischer Systeme angemessen zu erfassen. Die Schlüsselstellung von Gewässern innerhalb des Landschaftshaushaltes wird von den Modellen nicht erfaßt. Der in der derzeitigen Praxis überwiegend genutzte Indikator „Biotoptyp“ ist zur Ansprache von Gewässerfunktionen vermutlich wenig geeignet.
- Zur Effektivierung des Einsatzes von Kompensationsmaßnahmen an Gewässern werden Verfahrenswege vorgeschlagen, die auf Grundlage bestimmter Standards eine höhere Freiheit bei der konkreten Anwendung der Eingriffsregelung im Einzelfall ermöglichen. In diesem Zusammenhang kommt der verbal-argumentativen Bewertung von Funktionszusammenhängen im Gegensatz zu schematischen Rechenmodellen generell ein größeres Gewicht zu. Dies erscheint vor dem Hintergrund der großen Verschiedenartigkeit der Oberflächengewässer selbst im kulturell stark überformten Emsgebiet auch aus fachlichen Gründen geboten.
- Es wird empfohlen, auf der Basis des Schutzgut-Modells der Fachbehörde für Naturschutz eine fachlich begründete Schnittstelle zwischen den Wertsystemen des Naturschutzes und der WRRL zu entwickeln. Vorschläge dazu werden in Kap. 6.3.3 formuliert.
- Sofern trotz begründeter funktionaler Verbesserung von Gewässerfunktionen rechnerisch keine angemessenen Aufwertungspotentiale nachzuweisen sind, können nach detaillierter verbaler Begründung mit Hilfe verschiedener Indikatoren besondere Bonusfaktoren vergeben werden. Hiermit können im Einzelfall modellbedingte Defizite ausgeglichen werden (vgl. Kap. 6.4).
- Im Rahmen definierter Flächenpools bzw. Ökokonten kann eine Zuordnung von Eingriffsumfängen bzw. Kompensationserfordernissen zu Maßnahmen auch mit Hilfe monetärer Wertäquivalente vorgenommen werden. Die dazu erforderlichen Rahmenbedingungen werden ansatzweise skizziert (vgl. 6.5).

Teil B. Grundlagen

1 Einleitung

1.1 Veranlassung

Mit der Aufstellung der Maßnahmenprogramme gemäß Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) rücken praktische Umsetzungsprobleme in den Mittelpunkt der Diskussion. Insbesondere die Begrenztheit der zur Verfügung stehenden Finanzmittel für die Gewässerumgestaltung ist immer wieder Anlass, weitere Instrumente und Finanzierungsmöglichkeiten zu prüfen.

In diesem Zusammenhang erfährt die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung als gesetzlich verankertes und langjährig erprobtes Mittel zur Reparatur von Landschaftsschäden ein besonderes Interesse. In Abhängigkeit vom Umfang kompensationspflichtiger Eingriffe konnten in der Vergangenheit in einzelnen Regionen umfassende Verbesserungen des Naturhaushaltes vorgenommen werden. Wenn diese Maßnahmen nicht punktuell erfolgten, sondern in Kompensationsflächenpools gebündelt wurden, entstanden oft Komplexe, in denen auch großflächige Landschaftsveränderungen initiiert werden konnten.

Somit liegt der Gedanke nahe, dieses Instrument zu nutzen, um auch Ziele der WRRL zu unterstützen bzw. sogar wesentlich damit zu fördern. Da die Eingriffsregelung jedoch nur innerhalb eng definierter rechtlicher Bedingungen anzuwenden ist und primär der Heilung der spezifischen Folgen eines Vorhabens dienen muß, ergeben sich verschiedene grundsätzliche Konfliktlinien.

Im Hinblick auf die naturräumlichen Bedingungen im Emsgebiet bestehen zudem einige besondere fachliche Herausforderungen. So sind große Teile des Gewässersystems als „erheblich verändert“ ausgewiesen worden, weil die Realisierung des vorgesehenen „guten ökologischen Zustands“ zu großflächigen und erheblichen Beeinträchtigungen vieler bestehender Nutzungen führen würde. Diese besondere Situation geht auf umfangreiche Kulturmaßnahmen zurück, die insbesondere seit den 50er Jahren zu einer tiefgreifenden Umgestaltung des Landschaftswasserhaushaltes geführt haben.

1.2 Aufgabenstellung

Wenn die WRRL von der gestalterischen Kraft der Eingriffsregelung profitieren will, müssen zunächst die damit verbundenen Konventionen und Bewertungsschemata in die Systematik der WRRL „übersetzt“ werden. Nur wenn Synergien, aber auch die Trennlinien beider Instrumente in eine innere Beziehung gesetzt werden, kann es zu einer gegenseitigen Unterstützung kommen.

Beispielsweise wären in diesem Zusammenhang folgende Fragen grundsätzlich in ihrer rechtlichen und praktischen Reichweite zu erörtern:

- Stellt die Verbesserung des ökologischen Zustands eines Wasserkörpers im Sinne der WRRL in jedem Fall auch eine Aufwertung von Schutzgütern im Sinne des Naturschutzgesetzes dar bzw. wäre damit auch einem spezifischen Kompensationserfordernis Rechnung zu tragen?
- Könnte ein Fall eintreten, bei dem die durch die WRRL anzustrebende Erreichung des „guten ökologischen Zustandes“ (bzw. „Potentials“) mit Eingriffen verbunden sein könnte oder zu anderen naturschutzrechtlichen Konflikten führen würde?
- Sind im Rahmen der Maßnahmen zur Erreichung des „guten ökologischen Potentials“ im Sinne der WRRL relevante Aufwertungen des Naturhaushaltes möglich, die für eine Einbindung in Kompensationsmaßnahmen auch in wirtschaftlicher Hinsicht in Betracht kommen?

Auch wenn die Behandlung derartiger Fragen innerhalb des Projekts nicht rechtstheoretischen Charakter annehmen kann, war in jedem Fall eine nähere Erörterung notwendig, um die derzeit noch weitgehend unbestimmten Schnittmengen zwischen der Wasserwirtschafts- und der Naturschutzverwaltung näher zu definieren. Erst auf der Basis transparenter Verhältnisse kann es zu einer praktischen Zusammenarbeit aller Beteiligten kommen, ohne die die Aufgaben in Zukunft kaum zu bewältigen sein werden.

Darüber hinaus blickt der Vollzug der Eingriffsregelung auf eine mindestens 20-jährige Praxis zurück, in der sich verschiedene Herangehensweisen, Methoden und Konzepte herausgebildet haben. Diese unterscheiden sich erfahrungsgemäß auch zwischen den Landkreisen. Da der in den unterschiedlichen Naturschutzbehörden geübte Umgang mit

der Eingriffsregelung im Detail oft durch besondere Konventionen (z.B. Favorisierung bestimmter Modelle zur Ermittlung des Kompensationsumfangs) geprägt ist, kann nicht von einem einheitlichen Umgang mit der Eingriffsregelung gesprochen werden. Der Versuch, die WRRL mit Hilfe eines Ansatzes in die tradierte Eingriffsregelung einzufügen, wäre deshalb schon aufgrund der Vielgestaltigkeit der Naturschutzlandschaft zum Scheitern verurteilt.

Ein Erfolg versprechender Ansatz wäre, ganz konkret an die in den Behörden geübte Praxis anzuknüpfen und für jeden Einzelfall Schnittstellen zu ermitteln und Vorschläge für eine optimale Implementierung der WRRL-Ziele zu machen. Selbstverständlich wird es hierbei nicht um Sonderlösungen für jede einzelne Untere Naturschutzbehörde gehen, sondern um die Behandlung verschiedener grundsätzlicher Fallgruppen.

Im Kern der Untersuchung stand deshalb auch der fachliche und konstruktive Austausch mit den Unteren Naturschutzbehörden, um Wege für die gemeinsamen Ziele von WRRL und Naturschutz zu suchen. Die umfangreichen Erfahrungen mit dem Vollzug der Eingriffsregelung gerade in dieser Behördenebene war für die Formulierung von Lösungsansätzen sehr hilfreich.

Vor diesem Hintergrund sind die Anforderungen an die Einbindung der Eingriffsregelung in die Umsetzung der WRRL wie folgt zu formulieren:

- Verwendete Verfahren müssen in letzter Konsequenz rechtssicher und gerichtsfest sein, d.h. sie sollen anerkannte Modelle beinhalten bzw. fachlich nachvollziehbar und gut begründet sein.
- Die Ansätze müssen von allen Akteuren, insbesondere den Unteren Naturschutzbehörden, akzeptiert werden können.
- Die Aufwertungsfaktoren müssen für Investoren bzw. Kompensationspflichtige so attraktiv sein, dass eine Steuerungswirkung auch hin zu gewässerbezogenen Maßnahmen erfolgen kann, ohne jedoch andere wichtige Maßnahmenkomplexe zu benachteiligen.

Somit ergeben sich folgende konkrete Aufgabenstellungen:

- Die Möglichkeiten der Eingriffsregelung als ein zusätzliches Instrument zur Umsetzung der WRRL sind herauszuarbeiten.
- Hierbei sollen bestehende Spielräume innerhalb der bestehenden Modelle ermittelt und aufbereitet werden.
- Die Verwendung zusätzlicher pauschaler Aufwertungsfaktoren sollte nur im Einzelfall nach detaillierter Begründung ermöglicht werden.

Insgesamt ist deutlich zu machen, dass Kompensationsmaßnahmen in Zusammenhang mit der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung nur als ein Baustein bei der Umsetzung der WRRL in Betracht kommen, sofern sich Synergien mit den Zielen und Aufgaben der betreffenden Naturschutzverwaltungen ergeben.

1.3 Bearbeitung

Ausgehend von den naturschutzrechtlichen Grundlagen, der Praxis in den verschiedenen Landkreisen sowie den Verfahrensweisen beim Vollzug der Eingriffsregelung erfolgt eine nähere Analyse der konkreten Faktoren, die bei der Bewertung von Kompensationsmaßnahmen zum Einsatz kommen. Hierbei wird insbesondere die Frage der angemessenen Darstellung von Gewässerparametern innerhalb der Bewertungsmodelle untersucht, um die Frage der wechselseitigen positiven Beeinflussung von Zielen der WRRL und des Naturschutzes zu beantworten. Am Beispiel verschiedener Modellrechnungen wird die Eignung vorliegender Modelle zur realistischen Abbildung von Qualitätsparametern der WRRL im Detail untersucht.

Anhand dieser Beispiele sowie im Rahmen eines kurzen Excurses über die in Modellen vernachlässigten Eigenschaften limnischer Systeme werden Hinweise ermittelt, die grundlegende Zweifel an der fachlichen Validität der untersuchten Verfahren zumindest im Hinblick auf die fachlichen Ziele der WRRL begründen.

Vor dem Hintergrund der projektbegleitenden Diskussionen wurde immer wieder versucht, eine Schnittmenge zwischen fachlichen und praktischen Anforderungen zu bilden. In diesem Zusammenhang wurden verschiedene Ansätze zur Anpassung von Eingriffsbewertungsverfahren diskutiert. Die praktischen Erfahrungen der Projektbeteiligten (vgl. Kap. 1.5, s.a. Kap. 1.4) waren für eine realistische Einschätzung dieser Möglichkeiten ausgesprochen hilfreich.

Als Ergebnis werden mögliche Verfahrenswege vorgeschlagen, die auf Grundlage bestimmter Standards eine gewisse Freiheit bei der konkreten Anwendung der Eingriffsregelung im Einzelfall ermöglichen. Da eine einheitliche, starre Regelung angesichts der erheblichen methodischen Schwachstellen weder begründbar noch wünschenswert ist, muß die verbal-argumentative Bewertung von Funktionszusammenhängen im Gegensatz zu schematischen Rechenmodellen ein größeres Gewicht erhalten. Dies erscheint vor dem Hintergrund der großen Verschiedenartigkeit der Oberflächengewässer selbst im kulturell stark überformten Emsgebiet auch aus fachlichen Gründen geboten.

1.4 Untersuchungsgebiet

Gegenstand der Untersuchung sind die Gebiete, die durch die Gebietskooperationen Leda-Jümme, Hase und Untere Ems (außer Tidebereich) berührt werden (vgl. Abbildung 1). Hierbei wird keine flächendeckende Bearbeitung angestrebt. Wesentlicher Inhalt der Betrachtung sind jedoch die besonderen naturräumlichen und landeskulturellen Bedingungen dieser Region, da gegenüber anderen Landesteilen erhebliche Unterschiede bezüglich des Ausbaugrades der Oberflächengewässer bestehen.

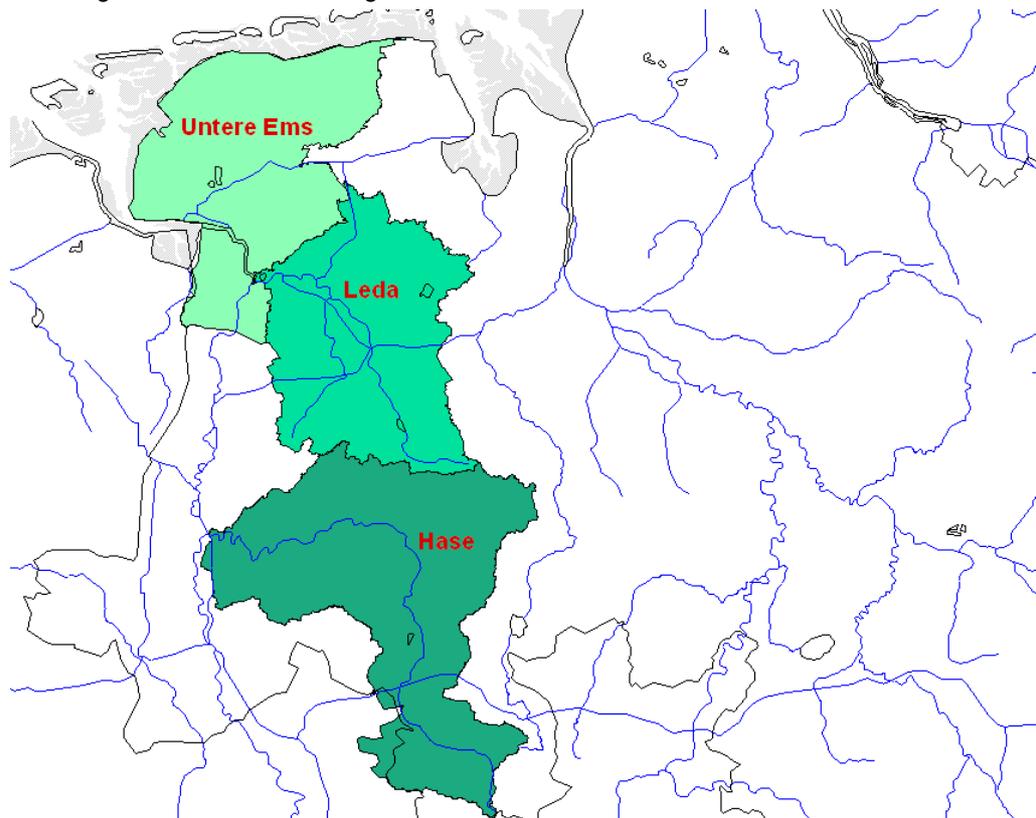


Abbildung 1: Lage der Gebietskooperationen Leda-Jümme, Hase und Untere Ems

Im Rahmen der Rechercharbeiten und Beratungen wurden Gespräche mit den Unteren Naturschutzbehörden der Landkreise Ammerland, Cloppenburg, Emsland, Friesland, Leer und Osnabrück geführt.

1.5 Projektbegleitende Arbeitsgruppe

Im Rahmen der Erstellung der Studie hat sich eine begleitende Arbeitsgruppe gebildet, in der die jeweiligen Teilergebnisse vorgestellt und diskutiert wurden. Die Arbeitsgruppe hat während der Erarbeitung der Studie an 7 Terminen (24.09.2008, 09.12.2008, 26.03.2009, 28.04.2009, 24.09.2009, 25.11.2009, 07.09.2010) getagt.

Bei diesen Sitzungen wurden die Themen

- Verhältnis Eingriffsregelung - WRRL,
- Bewertungsverfahren zur Bilanzierung von Kompensationsmaßnahmen,
- Aufwertungspotential der Bewertungsverfahren,
- Modelldefizite bei der Bewertung von Gewässerfunktionen
- die Entwicklung von Handlungsmöglichkeiten
- sowie der vorliegende Text diskutiert.

Ständige Mitglieder der Arbeitsgruppe waren Frau Apelt (U.A.N.), Herr Eckhoff (Ammerländer Wasseracht), Frau Hinrichs (LK Ammerland), Herr Klaus (NLWKN Cloppenburg), Herr Meyer (Gemeinde Ostrhauderfehn) sowie Herr Linders (ecoplan) und Frau Backer (ecoplan).

Zu dem Termin am 28.04.2009 im Kreishaus in Westerstede waren die Mitglieder der Gebietskooperationen Leda-Jümme, Untere Ems und Hase sowie die Vertreter der Naturschutzbehörden und Wasserbehörden aus den entsprechenden Landkreisen eingeladen. Weitere Erörterungen erfolgten am 27.04.2010 (Westerstede), 04.05.2010 (Cloppenburg) und am 07.06.2010 (Aurich).

1.6 Hinweise

Während des Bearbeitungszeitraum kam es zu umfassenden Gesetzesänderungen auf Bundes- und Landesebene. Die Anpassung des Landesgesetzes ist zwischenzeitlich ebenfalls erfolgt. Aufgrund der bestehenden Bearbeitungstermine können die in ihrer Bedeutung noch nicht absehbaren rechtlichen Änderungen auch bei der Eingriffsregelung nicht mehr in vollem Umfang berücksichtigt werden. Soweit einzelne Aspekte für die folgende Darstellung von Bedeutung sind, wird darauf im Einzelnen hingewiesen.

2 Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung der Eingriffsregelung für die WRRL

Die Umsetzung der WRRL bietet zahlreiche Chancen, bei der Gewässerentwicklung die Belange des Naturschutzes stärker als bisher zu berücksichtigen. Die WRRL formuliert Ziele, die auch in den Naturschutzgesetzen hohe Priorität genießen. Diese umfassen vor allem die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie den Schutz und die Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt.

Ausgangspunkt der Überlegungen zum Verhältnis WRRL - Naturschutz ist der die WRRL prägende ökosystemare Ansatz. Die Gewässer werden als Lebensräume für Tiere und Pflanzen betrachtet und zwar in ihrer gesamten Ausdehnung. Die Gewässerbiologie in den Oberflächengewässern ist dabei wesentliches Kriterium für die Beurteilung des Gewässerzustandes.

2.1 Rechtsgrundlagen

2.1.1 WRRL

Die WRRL beinhaltet ein Flußgebietsmanagement mit dem Ziel, den guten Zustand der Gewässer bis 2015 bzw. bei Erweiterung des Zeitrahmens bis 2021 oder 2027 zu erreichen. Sie setzt normative Standards für den ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer und des Grundwassers. Erheblich veränderte oder künstliche Gewässer sollen das „gute ökologische Potential“ erreichen. Dies trifft im Untersuchungsgebiet infolge der weitgehend intensiv entwickelten Kulturlandschaften auf eine hohe Anzahl von Fließgewässern zu.

Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme beinhalten die Bewirtschaftungsziele sowie die dementsprechenden Maßnahmen zu deren Zielerreichung. Mit ihnen wird eine flächendeckende wasserwirtschaftliche Planung eingeführt, die sich auf das gesamte Gebiet der Europäischen Union erstreckt.

Die Anpassung des Wasserhaushaltgesetzes (WHG) erfolgte im August 2002. Mit der Änderung des Niedersächsischen Wassergesetzes am 11.03.2004 wurden die Inhalte in niedersächsisches Recht übernommen.

Für die konkrete Umsetzung auf lokaler und regionaler Ebene und damit für die Planungspraxis sind Maßnahmenprogramme notwendig. Zur Erreichung der Ziele der WRRL werden zahlreiche Detailplanungen und Einzelmaßnahmen erforderlich sein, die gemäß der WRRL das von den Bewirtschaftungsplänen vorgegebene „kohärente“ Gesamtkonzept umzusetzen haben.

2.1.2 Europäisches Netzwerk Natura 2000

Große Teile niedersächsischer Bach- und Flußauen sind als FFH-Gebiete auch als Teil des europäischen Schutzgebietssystems Natura 2000 ausgewiesen. Die Auswahl dieser Gebiete erfolgte u. a. aufgrund des Vorkommens bestimmter Lebensraumtypen (LRT) bzw. Tier- und Pflanzenarten der FFH-Richtlinie (FFH-RL).

Unter Berücksichtigung der spezifischen Vorgaben der WRRL ist das Schutzgebietssystem Natura 2000 ein integraler Bestandteil der Richtlinie. Die Erfordernisse der beiden naturschutzrelevanten EU-Richtlinien (FFH- und Vogelschutzrichtlinie) müssen bei der Entwicklung von Maßnahmenprogrammen zur Erreichung des „guten ökologischen Zustandes“ berücksichtigt werden. Die Natura-2000-Gebiete sind in die Bewirtschaftungspläne aufzunehmen.

Durch das Zusammenwirken von WRRL und Natura 2000 werden Synergieeffekte erwartet, die auch zu Verbesserungen im Naturschutz führen können.

Viele Gewässer des Fließgewässerschutzsystems sind zumindest streckenweise auch FFH-Gebiete – in diesen Fällen ist mit besonders wirksamen Synergieeffekten zu rechnen.

2.1.3 Baugesetzbuch

Das Verhältnis zwischen Naturschutz- und Baurecht wird durch § 21 BNatSchG geregelt. Danach ist die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung auf einzelne Bauvorhaben im Bauungsplangebiet (§§ 30, 33 BauGB) und im unbeplanten Innenbereich (§ 34 BauGB) nicht anzuwenden. Das Vorhaben stellt hier keinen (erneuten) Eingriff in Natur und Landschaft dar. In den für den Naturschutz besonders wichtigen Fällen, d.h. für Vorhaben im

Außenbereich (§ 35 BauGB) bleiben die Vorschriften über die Eingriffsregelung dagegen uneingeschränkt anwendbar.

Nach § 1a Abs. 3 BauGB ist die Eingriffsregelung nicht in einem eigenständigen Verfahren zu prüfen, sondern von der Gemeinde in der Abwägung zum Bauleitplan nach § 1 Abs. 7 BauGB zu berücksichtigen. Seit 2004 muss die Begründung des Bauleitplans einen Umweltbericht enthalten (§ 2a S. 1 Nr. 2 BauGB), in dem die Belange des Umweltschutzes dargelegt werden. In der Umweltprüfung sind die Umweltbelange fachlich zu bewerten und das Ergebnis ist dann im Rahmen der bauplanungsrechtlichen Abwägung zu berücksichtigen.

Zur Umweltprüfung gehören auch die geplanten Maßnahmen zur Vermeidung, Verringerung und zum Ausgleich der nachteiligen Auswirkungen (Ziff. 2c der Anlage zu § 2 Abs. 4 und § 2a BauGB). Die Prüfschritte entsprechen denen der Eingriffsregelung. Diese müssen nach § 200a Satz 1 BauGB neben den Darstellungen und Festsetzungen zum Ausgleich auch Ersatzmaßnahmen enthalten. Allerdings wurde der für andere Eingriffe weiter geltende Vorrang des Ausgleichs in der Bauleitplanung zugunsten einer Gleichstellung beider Kompensationsformen aufgegeben. Ein unmittelbarer räumlicher Zusammenhang zwischen Eingriff und Ausgleich ist hier grundsätzlich nicht mehr erforderlich.

2.1.4 Bundesnaturschutzgesetz

Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) regelt in den §§ 14f. die Kompensationsverpflichtungen bei Eingriffen in Natur und Landschaft. Der Verursacher ist verpflichtet, unvermeidbare Beeinträchtigungen durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege auszugleichen (Ausgleichsmaßnahmen) oder in sonstiger Weise zu kompensieren (Ersatzmaßnahmen).

Der praktische Vollzug dieser Bestimmungen im Untersuchungsgebiet wird durch die verwendeten Bewertungsverfahren (vgl. Kap. 3.1) und die Ausführung in den zuständigen Behörden bestimmt (vgl. Kap. 3.2).

2.2 Allgemeine Entwicklungsziele von WRRL und Naturschutz

Die konkret zu erreichenden Ziele in der WRRL und im Naturschutz werden auf unterschiedliche Weise aus Leitbildern abgeleitet. In der WRRL wird in Artikel 4 der Begriff „Umweltziele“ verwendet. Die Umweltziele für die biologischen Qualitätskomponenten der Oberflächengewässer werden aus den Referenzzuständen dieser Komponenten abgeleitet. Die Umweltziele für den mengenmäßigen Zustand des Grundwassers beziehen sich auf den derzeitigen Zustand des Grundwassers, die Umweltziele für den chemischen Gewässerzustand auf die Einhaltung von Schadstoffgrenzwerten, den Umweltqualitätsnormen (siehe Anhang V 1.2.6. WRRL).

Im Naturschutz haben sich für die aus Leitbildern abgeleiteten Ziele die „Umweltqualitätsziele (als sachlich, räumlich und zeitlich definierte Qualitäten von Ressourcen, Potentialen und Funktionen, die in konkreten Situationen entwickelt werden sollen) verbreitet, aus denen dann sog. „Umweltqualitätsstandards“ (als konkrete quantifizierte Angaben zur herzustellenden Umweltqualität) entwickelt werden.

2.2.1 Umweltziele der WRRL

In Artikel 4 der WRRL sind die bis 2015 zu erreichenden Umweltziele für Oberflächengewässer, Grundwasser und Schutzgebiete zusammengestellt:

- Umweltziele für Oberflächengewässer sind der „gute chemische Zustand“ und der „gute ökologische Zustand“ (Art. 4 Abs. 1a ii WRRL; Anhang V 1.2 WRRL). Für Gewässer, die den Referenzzustand, den „sehr guten Zustand“ aufweisen, ist die Erhaltung dieses Zustandes als Umweltziel vorgeschrieben (Art. 4 1a i WRRL).
- Umweltziele der WRRL für das Grundwasser sind der gute chemische und der gute mengenmäßige Zustand (Art. 4 1b WRRL).
- Für die Schutzgebiete auf der Grundlage von Gemeinschaftsrecht legt die WRRL fest, dass auch deren wasserbezogene Normen und Ziele bis 2015 zu erfüllen sind, soweit keine anderen aufgrund von Gemeinschaftsrecht erlassenen Zielbestimmungen vorliegen (Art. 4 Abs. 1c WRRL). Soweit für ein Schutzgebiet keine spezifischen wasserbezogenen Normen und Ziele vorliegen, gelten die Umweltziele der WRRL.

Die wesentlichen Ziele der WRRL lassen sich kurz wie folgt zusammenfassen:

- Schaffung eines guten chemischen und ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer

- Schaffung eines guten chemischen und mengenmäßigen Zustandes des Grundwassers
- Schutz und Verbesserung der Wasserversorgung terrestrischer Ökosysteme (grundwasserabhängige Biotope, Schutzgebiete)
- Förderung nachhaltiger Wassernutzung durch Sicherstellung kostendeckender Wasserpreise
- Schrittweise Verringerung der Einleitung gefährlicher Stoffe
- Sicherung der Trinkwasserversorgung

Außerdem gelten wichtige Umsetzungsvorschriften:

- Verschlechterungsverbot sowie Verbesserungsgebot für Oberflächengewässer und Grundwasser
- Termin Dezember 2015 zur Erreichung des guten Zustandes für alle Oberflächengewässer und Grundwasserkörper
- Ausnahmemöglichkeiten durch Verlängerung der Fristen
- Ausweisung von Gewässern als erheblich veränderte Wasserkörper mit der modifizierten Zielvorgabe „gutes ökologisches Potential“

Die Einhaltung der von der WRRL vorgegebenen Umweltziele ist durch die Übernahme in nationales Recht gesetzlich vorgeschrieben.

Um das Erreichen der Umweltziele zu sichern, schreibt die WRRL in Art. 11 vor, dass Maßnahmenprogramme zu erstellen sind. Dabei wird zwischen grundlegenden und ggf. erforderlichen ergänzenden Maßnahmen unterschieden (Art. 11 Abs. 2 WRRL). Die grundlegenden Maßnahmen (Art. 4 Abs. 1 WRRL) bestehen hauptsächlich in der Übernahme und Umsetzung geltenden EG-Umweltrechts und in der Einführung einer staatlichen Aufsicht über bestimmte Gewässer- oder Landnutzungen, die das Erreichen der Umweltziele gefährden können. Diese Maßnahmen sind Mindestanforderungen, d.h. sie sind in jedem Fall durchzuführen, unabhängig vom aktuellen Zustand der Gewässer. Artikel 11 Abs. 3 i WRRL legt darüber hinaus fest, dass zu den grundlegenden Maßnahmen auch alle Maßnahmen gehören, die erforderlich sind, damit der hydromorphologische Zustand der Oberflächengewässer das Erreichen des „guten ökologischen Zustandes“ bzw. des „guten ökologischen Potentials“ erlaubt.

2.2.2 Entwicklungsziele des Naturschutzgesetzes

Nach § 1 BNatSchG sind Natur und Landschaft im besiedelten und unbesiedelten Bereich so zu schützen (zu pflegen, zu entwickeln oder wiederherzustellen), dass

1. die biologische Vielfalt,
2. die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter sowie
3. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft

auf Dauer gesichert sind. Naturschutz an Gewässern und Aue wird auch in § 1 (3) BNatSchG festgelegt:

Meeres- und Binnengewässer vor Beeinträchtigungen zu bewahren und ihre natürliche Selbstreinigungsfähigkeit und Dynamik zu erhalten; dies gilt insbesondere für natürliche und naturnahe Gewässer einschließlich ihrer Ufer, Auen und sonstigen Rückhalteflächen; Hochwasserschutz hat auch durch natürliche oder naturnahe Maßnahmen zu erfolgen; für den vorsorgenden Grundwasserschutz sowie für einen ausgeglichenen Niederschlagsabflußhaushalt ist auch durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege Sorge zu tragen.

LOUIS (2000) führt aus, dass Wasserflächen durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege erhalten und vermehrt werden sollen. Sie haben sowohl in landschaftsästhetischer als auch in ökologischer Hinsicht eine besondere Bedeutung. Für die Belange des Naturschutz und der Landschaftspflege ist der Grad der Naturnähe, die Struktur und die Funktion der Wasserflächen relevant.

2.3 Besondere Entwicklungsziele

2.3.1 Artenschutz, Zielarten und Bioindikatoren

Durch die gewässerbezogenen Zielbestimmungen in Artikel 4 Abs. 1 WRRL trägt die WRRL generell auch den Belangen des Naturschutzes Rechnung, da der angestrebte „gute ökologische, chemische und mengenmäßige Zustand“ günstige Auswirkungen auf die Gewässer und die von ihnen abhängigen Ökosysteme haben wird. Die Gewässerbiologie ist zukünftig ausschlaggebend für die Bewertung der Gewässerqualität der Oberflächengewässer.

Hiermit ist ein wesentlicher Unterschied zwischen Naturschutz und WRRL gekennzeichnet. Während der Naturschutz den konkreten Schutz von Arten und Biotopen bis hin zu einzelnen Arten und ihren Lebensstätten vollziehen soll, sind in der WRRL nur ausgewählte Organismengruppen und Arten als Bioindikatoren unterschiedlicher Qualitätsstufen von Bedeutung.

Die WRRL nimmt in allgemeiner Weise Bezug auf die im Gewässer lebende Flora und Fauna (siehe Anhang V Nr. 1.2: Phytoplankton, Großalgen, Angiospermen, Makrophyten, Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna, Fischfauna). Allerdings betrachtet die WRRL nicht ausdrücklich die auch außerhalb der Gewässer lebenden, jedoch davon unmittelbar abhängigen Arten (z.B. Säugetiere). Nur durch die Einbeziehung der vom Wasser abhängigen Natura 2000-Gebiete und die Grundwasser abhängigen Ökosysteme erfolgt eine allgemeine Wahrnehmung von Wechselbeziehungen auch zu terrestrischen und semiterrestrischen Systemen.

Im Gegensatz zu den naturschutzrechtlichen Instrumentarien entfaltet die WRRL keinerlei direkten Schutz der Biokomponenten und spezieller Arten. Die WRRL ist zunächst als reines Entwicklungsinstrument zu betrachten. Das sog. Verschlechterungsverbot der WRRL ist für die Sicherstellung des Schutzes von Arten, insbesondere der gefährdeten oder besonders und streng geschützten Arten und von Lebensräumen nicht differenziert genug.

2.3.2 Wasserabhängige terrestrischer Ökosysteme

Art. 4 Abs. 1 WRRL legt fest, dass jede weitere Verschlechterung des Zustandes der Grund- und Oberflächenwasserkörper zu vermeiden ist. Art. 4 Abs. 1 der WRRL zufolge haben in den auf Grundlage von Gemeinschaftsrecht ausgewiesenen Schutzgebieten die Mitgliedstaaten bis 2015 ebenfalls alle diese Normen und Ziele zu erfüllen, sofern keine anderweitigen Zielbestimmungen vorliegen. Von dieser Bestimmung erfaßt sind u.a. auch die nach der Richtlinie 92/43/EWG (FFH-RL) auszuweisenden Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung und die europäischen Vogelschutzgebiete auf Grundlage der Richtlinie 79/409/EWG (Europäische Vogelschutzrichtlinie), sofern sie dem Schutz von Arten und Lebensräumen dienen, für die die Erhaltung oder Verbesserung des Wasserzustandes ein wesentlicher Faktor ist.

Aus Art. 11 Abs. 3 a und Anhang VI WRRL ergibt sich, dass die wasserbezogenen Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen für die Schutzgebiete nach der FFH- und der VG-RL zu den grundlegenden Maßnahmen zählen, die innerhalb der Maßnahmenprogramme zwingend vorzusehen sind.

Ausschlaggebend für die Ausgestaltung der Maßnahmen sind die in den Erhaltungszielen für die jeweiligen Schutzgebiete getroffenen Festlegungen sowie die Bestandteile, die (etwa nach §§ 33 Abs. 5 Satz 1 BNatSchG) für die Erhaltungsziele maßgeblich sind. Zudem hat sich die nach der WRRL erforderliche Überwachung des Zustandes der Oberflächengewässer und des Grundwassers in den Natura 2000-Gebieten auch an den Zielen auszurichten, die gemäß der FFH- und der VG-RL festgelegt wurden, dies geht aus Art 8 Abs. 1, dritter Spiegelstrich WRRL hervor.

Diese Berührungspunkte machen die Notwendigkeit deutlich, zwischen den Umweltzielen der WRRL und den Erhaltungs- und Entwicklungszielen für die wassergeprägten Natura 2000-Gebiete eine Abstimmung hinsichtlich der Maßnahmen zu treffen.

2.4 Bewertungsansätze

2.4.1 Naturschutzfachliche Bewertungssysteme und Bewertung des ökologischen Zustandes in der WRRL

Zur naturschutzfachlichen Bewertung und Bilanzierung von Eingriffen in Natur und Landschaft sind seit der Einführung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung im Jahre 1976 zahlreiche Bewertungs- und Bilanzierungsverfahren entwickelt worden. Die Bewertungssysteme haben die Aufgabe, Wertigkeiten zu bestimmen, das Ausmaß der Beeinträchtigungen zu klassifizieren und die Gleichwertigkeit von Aufwertungsleistungen zur Wiederher-

stellung bestimmter Funktionen und Qualitäten durch Kompensationsmaßnahmen zu begründen. Inhaltlich müssen sich die Bewertungssysteme mit den rechtlichen Normen der Eingriffsregelung auseinander setzen. Danach hat sich die Ermittlung des Ist-Zustandes von Natur und Landschaft vor den zu erwartenden Eingriffen im Sinne einer Bestandsaufnahme auf die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und auf das Landschaftsbild zu konzentrieren.

Innerhalb der Bewertungssysteme verwendete Wertträger und Parameter sollten geeignet sein, Wirkungen und insbesondere eingriffsrelevante Veränderungen abzubilden und in ihrem Ausmaß zu beurteilen. Für die Eingriffsregelung besteht weitgehend Konsens, die Leistungsfähigkeit- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes mit Hilfe ökosystemarer Funktionen der Schutzgüter (Boden, Wasser, Klima/Luft, Arten/Lebensgemeinschaften) planerisch zu operationalisieren (vgl. Abbildung 2).

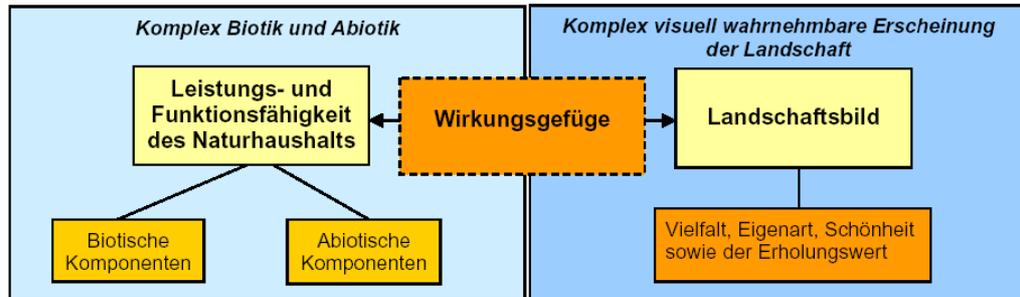


Abbildung 2: Konkretisierung der Gegenstandsbereiche der Eingriffsregelung (BRUNS 2007)

Den Schutzgütern werden dabei verschiedene Funktionen zugeordnet:

- Arten- und Lebensraumfunktionen von Landschaftsteilen (Biotope, Habitate),
- Produktions-, Regelungs-, Archiv-, Filter- und Pufferfunktion des Bodens,
- biologisch-ökologische Funktion der Oberflächengewässer,
- Grundwasserneubildungs- und Grundwasserschutzfunktion sowie Dargebotspotential des Wasser,
- bioklimatische Ausgleichsfunktion
- Erholungs- und Erlebnisfunktion der Landschaft

Im Gegensatz dazu erfolgt im Rahmen der WRRL die Beurteilung der Gewässer nach Einstufung des ökologischen Zustandes. Dieser wird anhand von Qualitätskomponenten bestimmt:

- Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos
- benthische wirbellose Fauna
- Fischfauna
- Hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

Betrachtet wird dabei jeweils der Wasserkörper des Grund- und Oberflächenwassers. Die ökologischen Qualitätsmerkmale sind in der WRRL auf bestimmte limnische Organismengruppen bezogen, während die Bewertungssysteme im Naturschutz den Schutz des gesamten Lebensraumgefüges umfassen.

Eine definierte Schnittstelle zwischen beiden Systemen besteht derzeit nicht. Eine praxisorientierte „Übersetzung“ von WRRL-Zielen zu den Naturschutzbelangen kann im Detail noch nicht erfolgen (vgl. Abbildung 3). Dies hängt sowohl mit grundlegenden methodischen Unterschieden beider Systeme als auch mit noch vorhandenen Defiziten in der Bestandsbeschreibung und -bewertung der Wasserkörper zusammen.

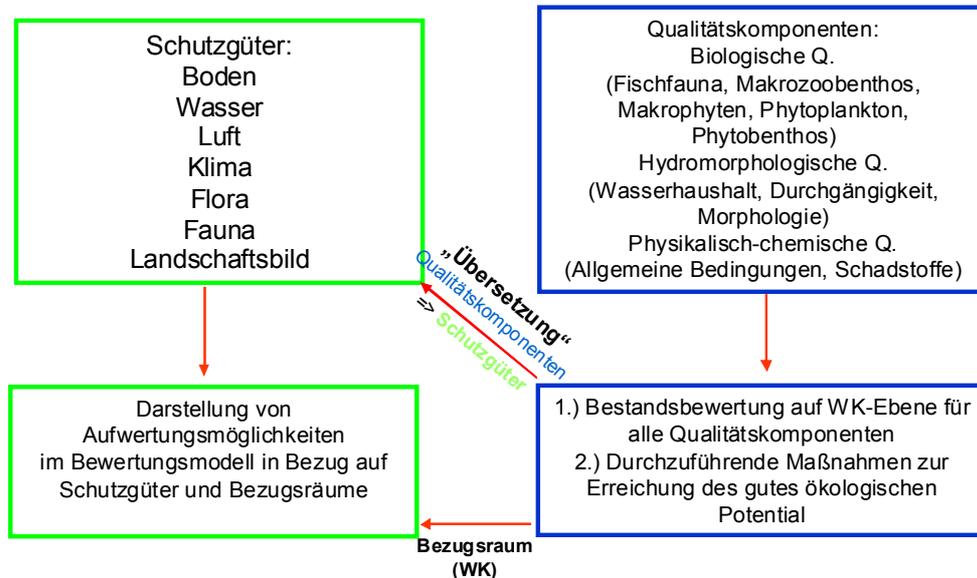


Abbildung 3: Bewertungssystematik von Eingriffsregelung und WRRL-Qualitätskomponenten

2.4.2 Naturschutzrechtlicher Eingriff und WRRL-Verschlechterungsverbot

In Zusammenhang mit Maßnahmen, die zu Veränderungen an Gewässern führen, ist das WRRL-Verschlechterungsverbot gemäß §§ 25a und 33a WHG relevant. Demnach sollen keine Verschlechterungen des Zustandes der Oberflächenwasserkörper sowie der Grundwasserkörper erfolgen.

So darf der mengenmäßige Zustand des Grundwassers keinen anthropogenen Veränderungen unterliegen, die (...) zu einer signifikanten Schädigung von Landökosystemen führen würden, die unmittelbar vom Grundwasser abhängen. Bei einer signifikanten Schädigung der vom Grundwasser abhängigen Ökosysteme liegt demzufolge eine Handlung vor, die den guten mengenmäßigen Zustand des Grundwassers beeinträchtigt und dem Verschlechterungsverbot der WRRL entgegensteht. Bei Verschlechterungen, die gleichzeitig einen Eingriffstatbestand darstellen, können nach JESSEL (2007) Kompensationsmaßnahmen aus der Eingriffsregelung herangezogen werden, um den Handlungspflichten etwa bei einer Verschlechterung des Zustands wasserabhängiger Ökosysteme nachzukommen.

Nach § 14 BNatSchG liegt z.B. ein Eingriffstatbestand vor, wenn Veränderungen des mit der belebten Bodenschicht in Verbindung stehenden Grundwasserspiegels die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes erheblich beeinträchtigen.

In diesem Zusammenhang stellt nach JESSEL (2007) auch die Vermeidung und Kompensation von Beeinträchtigungen an Gewässern einen Bereich dar, in dem zwischen Naturschutz und Wasserwirtschaft Berührungspunkte bestehen und zu dem aktiv die Zusammenarbeit gesucht werden sollte.

2.4.3 Naturschutzrechtliche Aufwertungspotentiale von WRRL-Maßnahmen

Der Bewertungsbedarf von Planungen im Gewässerbereich ist in den vergangenen Jahren stark angestiegen. Unterschiedlichste zum Teil neu erprobte Gewässerentwicklungsmaßnahmen, hochgradig differenzierte Gewässerstrukturen und Leitbilder sowie das in seinen Rechtsfolgen stark aufgewertete europäische Artenschutzrecht und die Verwendung von Ökokonten bzw. Kompensationspools ließen auch die Anforderungen der Praxis an die verwendeten Bewertungssysteme erheblich steigen.

Alle gängigen landschaftsökologischen Bewertungsverfahren arbeiten flächenbezogen, wobei im Rahmen der Eingriffsregelung nach § 14 BNatSchG der Grad der Veränderung der Biotopfunktion (z.B. durch Flächenversiegelung) das Maß für die Kompensation bestimmt.

Biotopwertverfahren, wie das Osnabrücker-Modell¹ (1997) und das Modell des Niedersächsischen Städtetags u.a. beschränken sich überwiegend auf Biotope und Biotoptypen als alleinige Erfassungs- und Planungskategorien. Auf diese Weise werden Pflanzen- und Tierarten, sowie die Schutzgüter Boden, Wasser, Luft und damit wesentliche Teile der Lei-

¹ Soweit nicht ausdrücklich erwähnt, wird vom Osnabrücker Modell in der Fassung von 1997 gesprochen.

stungsfähigkeit des Naturhaushaltes sowie das Landschaftsbild nicht explizit und somit oft nur allgemein abgebildet.

Das schutzgutbezogene Bewertungsverfahren der Fachbehörde für Naturschutz (vgl. BREUER 1994 ff.) erfordert grundsätzlich die Erfassung und Bewertung des gesamten Schutzgutspektrums. Die Unterscheidung der betroffenen Schutzgüter nach ihrer Bedeutung hat Auswirkungen auf Art und Umfang der Kompensation.

Die untersuchten Bewertungsverfahren folgen bei der Aufwertung dem gleichen Grundprinzip:

- Die Zielbiotope werden durch die Liste der Biotoptypen vorgegeben.
- Die Wertigkeit der Biotope wird durch Wertfaktoren bzw. Wertstufen bestimmt.
- Das Aufwertungspotential ist durch die Vorgabe der Wertigkeiten u.a. Normierungen begrenzt.
- Die Modelle bilden Gewässermaßnahmen generell auf der Ebene des Biotoptyps ab. Aufwertungen können anhand von Änderungen des Biotoptyps oder in engen Grenzen durch dessen Wertzuordnung ermittelt werden.

Die in Tabelle 1 beispielhaft aufgeführten Gewässermaßnahmen (NLWKN 2008), die einen neuen (höherwertigen) Biotoptyp entstehen lassen, können mit den vorhandenen o.g. Bewertungssystemen dargestellt werden (z.B. Gewässerrandstreifen, Entwicklung von Rudealstreifen, Uferbepflanzung oder Maßnahmen, die zu einem „naturnahen“ Ausbau eines Wasserkörpers führen).

Tabelle 1: Naturschutzfachliche Bewertbarkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Hydromorphologie (Beispiel)

Maßnahme		Osnabrücker Modell	Niedersächs. Städtetag	Fachbehörde für Naturschutz				
Nr.	Bezeichnung	Biotoptypen	Biotoptypen	Schutzgüter				
				Boden	Wasser	Arten/Lebensgemeinschaften	Klima	Landschaftsbild
1.1/ 1.2	Laufverlängerung mit Wiederherstellung ehemaliger Krümmungsamplituden	x	x	x	x	x	x	x
1.3	Laufverlängerung und Bettstabilisierung	x	x	x	x	x	x	x
1.4	Laufverlängerung an einer Staukette	x	x	x	x	x	x	x
1.5	Laufverlängerung an organischen Gewässern	x	x	x	x	x	x	x
1.6	Herstellung Niedergewässer	x	x	x	x	x	x	x
2.1	Gelenkte eigendynamische Gewässerentwicklung mit (moderatem) Anstieg WSP-Lagen	(x)	(x)	x	x	x	x	x
2.2	Gelenkte eigendynamische Gewässerentwicklung WSP-Neutralität	(x)	(x)	x	x	x	x	x
2.3	Gelenkte eigendynamische Gewässerentwicklung mit Herstellung Sekundäraue bei weitgehender WSP-Neutralität	x	x	x	x	x	x	x
2.4	Gelenkte eigendynamische Gewässerentwicklung mit Anhebung Sohl- und WSP-Lagen	x	x	x	x	x	x	x
2.5	Strukturverbesserung an Gewässern durch gezielte Förderung einer Teilverlandung	x	x	x	x	x	x	x
2.6	Gewässerentwicklung an Bächen mit Staucharakter über Herstellung Sekundäraue bei WSP-Neutralität	x	x	x	x	x	x	x

Maßnahme		Osnabrücker Modell	Niedersächs. Städtetag	Fachbehörde für Naturschutz				
Nr.	Bezeichnung	Biotoptypen	Biotoptypen	Schutzgüter				
				Boden	Wasser	Arten/Lebensgemeinschaften	Klima	Landschaftsbild
3.1	Vitalisierungsmaßnahmen bei WSP-Neutralität	auf WK begrenzt	auf WK begrenzt	x	x	x	x	x
3.2	Vitalisierungsmaßnahmen an tiefenerodierten Gewässern bei WSP-Neutralität bzw. moderater Sohl- und WSP-Lagen	auf WK begrenzt	auf WK begrenzt		x	x		
3.3	Vitalisierungsmaßnahmen bei staugeregelten Gewässern	(x)				(x)		(x)

Legende zu Tabelle 1	
WSP	Wasserspiegel
x	Bewertbarkeit gegeben
(x)	Bewertbarkeit eingeschränkt

Sofern diese Maßnahmen zusätzlich einen positiven Effekt auf einzelne Schutzgüter (wie Boden, Landschaftsbild etc.) haben, kann diese Aufwertung nur durch ein Schutzgutfunktionsmodell, wie es durch die Fachbehörde für Naturschutz erstellt wurde, direkt bilanziert werden.

Maßnahmen, die sich auf den Wasserkörper beschränken und nicht zu einem neuen definierten Biotoptyp führen, können in den Bewertungssystemen nicht problemlos dargestellt werden.

Den vorhandenen Bewertungsmodellen fehlen aufgrund der engen Bindung an Strukturmerkmale und der Beschränkung auf flächenhafte Größen (m²) jedoch Kriterien, Gewässerfunktionen für den Naturhaushalt umfassend und differenziert abzubilden. Somit können auch die positiven Auswirkungen („Strahlwirkungen“) von Gewässermaßnahmen kaum erfaßt werden. Dynamische limnische Systeme bzw. die dort erforderlichen spezifischen Renaturierungsmaßnahmen (vgl. Tabelle 1) können mit den vorliegenden Biotoptypenschlüsseln nicht angemessen beschrieben werden.

Aus diesen Gründen ist das Verbesserungspotential der verschiedenen Qualitätskomponenten der WRRL in den naturschutzfachlichen Bewertungssystemen derzeit nicht oder nur summarisch und somit zu undifferenziert darstellbar.

2.5 Zielkonflikte

Kompensationsmaßnahmen sind nicht beliebige Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege, sondern sie müssen auf die Bewältigung der prognostizierten Beeinträchtigungen gerichtet sein, die mit einem bestimmten Eingriff verbunden sind. Es kann unter dem Gesichtspunkt der Nutzung von Synergieeffekten durchaus sinnvoll sein, Kompensationsmaßnahmen mit der Umsetzung der WRRL zu koppeln und dementsprechend Maßnahmen durchzuführen, die auch der Verbesserung des ökologischen Zustands der Gewässer im Sinne der WRRL dienen. Voraussetzung ist, dass dies im Rahmen der Regelungen für die naturschutzrechtliche und die bauplanungsrechtliche Eingriffsregelung rechtlich und fachlich möglich ist (vgl. Tabelle 2).

Tabelle 2 Ziele der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung und der WRRL

Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung	Erhalt der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes (Schutzgüter: Arten und Biotope, Boden, Wasser, Klima/Luft) und Landschaftsbild
	Schutz vor Beeinträchtigungen
	Kompensation erheblicher Beeinträchtigungen der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes
	Kompensation erheblicher Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes durch Wiederherstellung oder landschaftsgerechte Neugestaltung des Landschaftsbildes
	Vermeidung, Minimierung und Verbot bestimmter Beeinträchtigungen
WRRL	Schutz und Verbesserung des Zustandes aquatischer Ökosysteme und des Grundwassers einschließlich von Landökosystemen, die direkt vom Wasser abhängen
	Förderung einer nachhaltigen Nutzung der Wasserressourcen
	Schrittweise Reduzierung prioritärer Stoffe und Beenden des Einleitens/Freisetzens prioritärer gefährlicher Stoffe
	Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers
	Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren

Die Inanspruchnahme von Ausgleich- und Ersatzmaßnahmen für die Ziele der WRRL setzt dazu nach derzeitiger Rechtslage einen räumlichen und funktionalen Ableitungszusammenhang zwischen den vom Eingriff zerstörten oder erheblich beeinträchtigten Funktionen und Werten von Natur und Landschaft und den durch die Maßnahmen wiederhergestellten oder neu geschaffenen Funktionen und Werten voraus.

Dabei kann der Raum für Ersatzmaßnahmen nicht beliebig ausgedehnt werden, denn auch sie müssen innerhalb des vom Eingriff betroffenen Raumes stattfinden. So können bestimmte Leistungen nur auf bestimmten Flächen, unter Umständen nur an Ort und Stelle des Eingriffs oder seinem näheren Umfeld, allenfalls innerhalb des jeweiligen Naturraums (§ 15 (2) BNatSchG) erbracht werden. Da sich die WRRL räumlich generell auf Flußeinzugsgebiete bezieht bzw. die Umweltziele aus Artikel 4 WRRL (Verschlechterungsverbot; Erreichen des guten Zustandes) sich bei Oberflächengewässern auf den Oberflächenwasserkörper (z.B. ein See, ein Speicherbecken, ein Strom, Fluß oder Kanal, ein Übergangsgewässer oder ein Küstengewässerstreifen) bezieht, kann die räumliche Zuordnung der Grundfläche im Sinne der Eingriffsregelung zum „Wasserkörper“ der WRRL problematisch sein. Des Weiteren stellt sich die praktische Frage, wie der Umfang von Maßnahmen gemessen werden kann, wenn ein Ableitungszusammenhang gar nicht besteht.

Nur dort, wo die Ziele deckungsgleich sind, lassen sich Kompensationsmaßnahmen sinnvoll auch im Sinne der WRRL lenken. So läßt sich die erhebliche Beeinträchtigung eines Magerrasens durch ein Eingriffsvorhaben im Regelfall nicht mit Maßnahmen an Gewässern ausgleichen.

Neben der Beachtung des räumlich-funktionalen Bezuges von Kompensationsmaßnahmen spielt auch die im BNatSchG (§ 15) verankerte Kaskade der Eingriffsregelung eine Rolle. Danach wird für die Eingriffsregelung eine klare Abfolge der Entscheidungsfindung vorgegeben: Vermeidungsmaßnahmen haben Vorrang vor Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen. Anstelle von Ausgleich- und Ersatzmaßnahmen können auch Ersatzzahlungen treten, soweit diese Maßnahmen nicht möglich, die für ihre Durchführung benötigten Grundstücke nicht oder nur mit unverhältnismäßig hohen Aufwendungen zu beschaffen oder die Maßnahmen mit den Darstellungen der Landschaftsplanung nicht vereinbar sind.

Bei der Anwendung der Eingriffsregelung ist eine Bilanz der Auswirkungen von Vorhaben auf den Naturhaushalt und das Landschaftsbild aufzustellen. Dabei sind auch Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL so zu planen und auszuführen, dass vermeidbare erhebliche Beeinträchtigungen der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und des Landschaftsbildes unterlassen werden.

Weiterhin ergibt sich aus den §§ 14 (Grundsatz), 39 (Allgemeiner Schutz wildlebender Tiere und Pflanzen) und 21 BNatSchG (Biotopverbund) sowie aus den Bewirtschaftungsgrundsätzen und -zielen der §§ 2 und 64a NWG die Pflicht zu einer Optimierung der Maßnahmen, so dass vermeidbare Beeinträchtigungen der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und des Landschaftsbildes unterlassen werden.

Auch die Berücksichtigung von Arten der Roten Liste ist fachlich geboten. Zudem ist ein beträchtlicher Anteil dieser Arten nach § 44 BNatSchG besonders oder streng geschützt.

Zum Schutz dieser Arten gelten insoweit über die Eingriffsregelung hinaus reichende Vorschriften.

Grundsätzlich können viele der in Tabelle 1 aufgeführten Maßnahmen positive Auswirkungen auf den Naturhaushalt haben. Es gibt jedoch auch Beispiele, in denen es durchaus zu erheblichen Beeinträchtigungen insbesondere von Arten und Biotopen kommen kann, die nicht durch die vorgesehenen Maßnahmen „in sich kompensiert“ werden. So kann es durch die Maßnahme der Entfernung von Stau- oder Wehranlagen zur Schaffung einer linearen Durchgängigkeit kommen, die auch mit einer großflächigen Absenkung des Grundwasserstandes verbunden ist, so dass Beeinträchtigungen wertvoller grundwasserabhängiger Lebensräume eintreten können.

Aus Sicht des Artenschutzes kann unter Umständen auch eine Wiedervernässung von Auebereichen problematisch sein, wenn sich auf den sekundär entstandenen Trockenstandorten geschützte Tier- oder Pflanzenarten angesiedelt haben. Artenschutzaspekte müssen daher frühzeitig in die Planung einbezogen werden.

Ebenso können baubedingte Gewässertrübungen oder Sandfrachten die Leistungsfähigkeit des Makrozoobenthos stark beeinträchtigen und eine Wiederbesiedlung sehr erschweren.

Daher ergibt sich bei geplanten Maßnahmen die zwingende Notwendigkeit der detaillierten Einzelfallprüfung unter Einbeziehung der relevanten Funktionen des Naturhaushaltes. Ziel muß es sein:

- Erhebliche Beeinträchtigungen durch die Maßnahme oder in deren Umfeld zu vermeiden,
- die Kompensation durch die Verbesserung von Funktionen des Naturhaushaltes oder des Landschaftsbildes durch die positiven Auswirkungen der Maßnahme tatsächlich zu erreichen und
- unter Umständen für einzelne nicht vermeidbare Beeinträchtigungen (i.d.R. Arten und Biotope) zusätzliche Kompensationsmaßnahmen vorzusehen.

Bei naturschutzfachlich fundierter Vorbereitung von Maßnahmen an Gewässern sollte es im Regelfall möglich sein, latent bestehende Zielkonflikte zwischen Naturschutz und WRRL zu lösen.

2.6 Gemeinsame Strategien

Die WRRL formuliert den Ordnungsrahmen für eine gemeinsame Wasserpolitik der EU. Dementsprechend sind die primären Handlungsobjekte nur die Wasserkörper des Grund- und Oberflächenwassers.

Die Ziele des Naturschutzes sind weiter gespannt: Das zentrale Anliegen sind der Schutz, die Pflege und die Entwicklung des gesamten Naturhaushaltes und des Landschaftsbildes.

Gemeinsame Strategien können sich deshalb nur an den Schnittstellen beider Zielsetzungen ergeben. Aufgrund der erheblichen Bedeutung des Wassers für die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes bestehen konkrete Berührungspunkte allerdings bei zahlreichen Handlungsfeldern beider Disziplinen. Tabelle 3 bildet nur eine Auswahl möglicher Wirkungsbereiche ab.

Der Naturschutz verfolgt ein breites Zielspektrum, das das gesamte Lebensraumgefüge mit allen darin vorkommenden Tier- und Pflanzenarten einschließlich der Belange des Ressourcenschutzes sowie das Landschaftsbild und die Erholung umfaßt. Die WRRL hingegen ist auf die ökologischen Qualitätsmerkmale von Gewässern ausgerichtet, die sich zudem nur auf bestimmte Organismengruppen beziehen. Von daher bildet die WRRL nur eine Teilmenge des Zielspektrums des Naturschutzes ab.

Tabelle 3: Gemeinsame Handlungsfelder von Naturschutz und WRRL

Handlungsfelder Naturschutz (Auswahl)	Handlungsfelder WRRL			
	Oberflächenge- wässer	Übergangs- gewässer	Küstenge- wässer	Grundwasser
Fließgewässerrenaturierung	•	•		
Auwaldentwicklung	•	•		•
Feuchtgrünland	•			•
Wiesenvogelschutz	•	•	•	•
Zugvogelschutz		•	•	
Moorregeneration	•			•

Handlungsfelder Naturschutz (Auswahl)	Handlungsfelder WRRL			
	Oberflächengewässer	Übergangsgewässer	Küstengewässer	Grundwasser
Naturwaldentwicklung	•			•
Wildnisgebiete	•			•
Magerrasenregeneration				
Heidepflege				
Wallheckenpflege				
Siedlungsbiotope	•			•
Ackerwildkrautförderung	•			•
Biotopverbund	•	•		
spezieller Artenschutz	•	•	•	•
Naturdenkmale				

Es sind daher die Schnittstellen der WRRL und des Naturschutz zu suchen, die z.B. in der integrativen Umsetzung von Natura 2000 und WRRL die Basis für Synergieeffekte bilden. Im Wesentlichen spiegeln sich diese in folgenden Punkten wider:

- Erreichen eines „guten ökologischen Zustandes“ bzw. im Emsgebiet vornehmlich des „guten ökologischen Potentials“ in den Oberflächengewässern
- Erreichen eines „guten mengenmäßigen Zustandes“ des Grundwassers. Keine Schädigung der vom Grundwasser abhängigen Oberflächengewässer und Landökosysteme
- Erfüllung aller Normen und Ziele der Schutzgebiete (Natura 2000)
- Aufnahme der „Natura 2000“-Gebiete in das Verzeichnis der Schutzgebiete der WRRL
- Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und die Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Ökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt.

Aus Sicht des Naturschutzes ergeben sich hieraus insbesondere Perspektiven für das Biotopverbundsystem, das zwar gesetzlich gefordert ist, dessen Realisierung derzeit jedoch nicht erkennbar ist. Mit der möglichen Verbesserung ökologischer Funktionen von Fließgewässern bestünde für den Naturschutz die große Chance, die kulturbedingte Fragmentierung naturnaher Landschaftselemente zumindest teilweise mit einem Verbundsystem zu heilen.

Am Beispiel des Leda-Jümme-Raumes kann diese mächtige Option gut nachvollzogen werden. Vorwiegend als Resultat wasser- und landwirtschaftlicher Kultivierungsmaßnahmen stellen sich die naturschutzrechtlich gesicherten Flächen zur Zeit als Relikte ohne Zusammenhang und Verbindung dar (vgl. Abbildung 4). Die damit einhergehenden Defizite z.B. hinsichtlich des Austausches zwischen Teilpopulationen und der damit verbundenen Risiken sind evident.

Mit der Umgestaltung von Fließgewässern zu Korridoren mit rudimentären ökologischen Funktionen bestehen aus Sicht des Naturschutzes neben den unmittelbaren Wirkungen durch die Schaffung von Biotopen auch umfangreiche Möglichkeiten, Migrationswege wieder zu eröffnen und zu sichern (vgl. Abbildung 5).

Die Realisierung derartiger Konzepte wäre als hinreichende Motivation für den Einsatz der Eingriffsregelung innerhalb der WRRL zu betrachten.

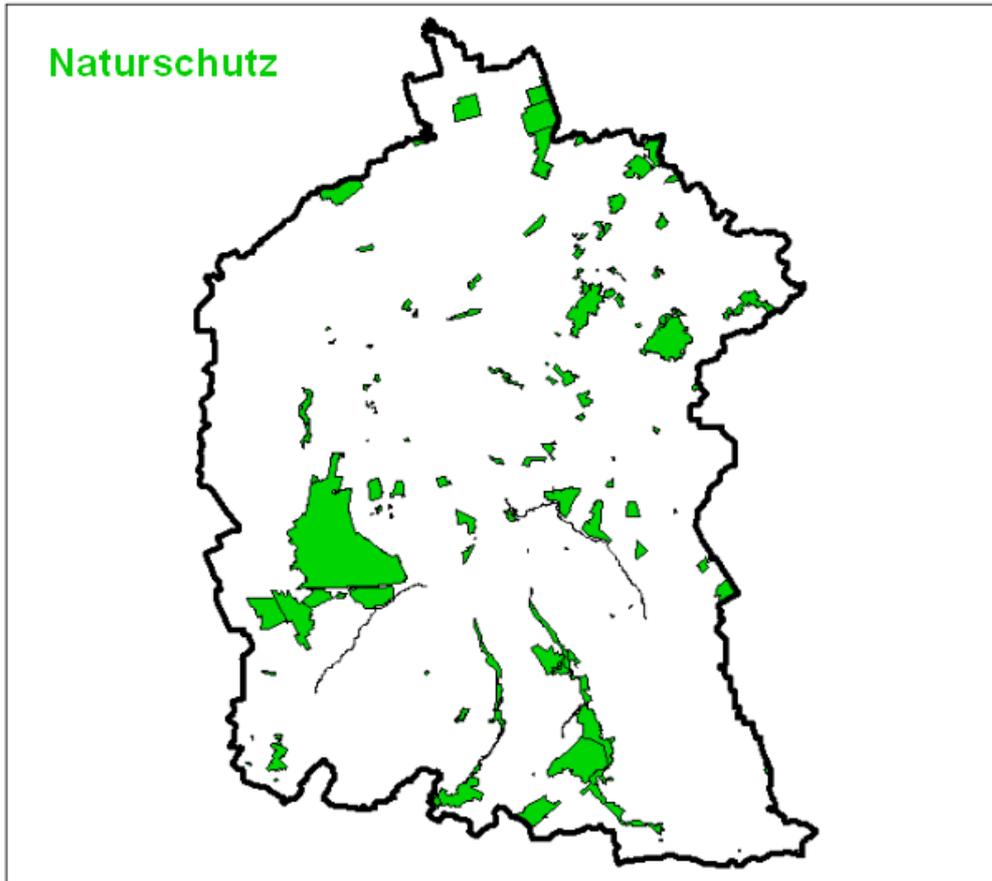


Abbildung 4: Aktuelle Kulisse von naturschutzrechtlich geschützten Flächen im Leda-Jümme-Gebiet

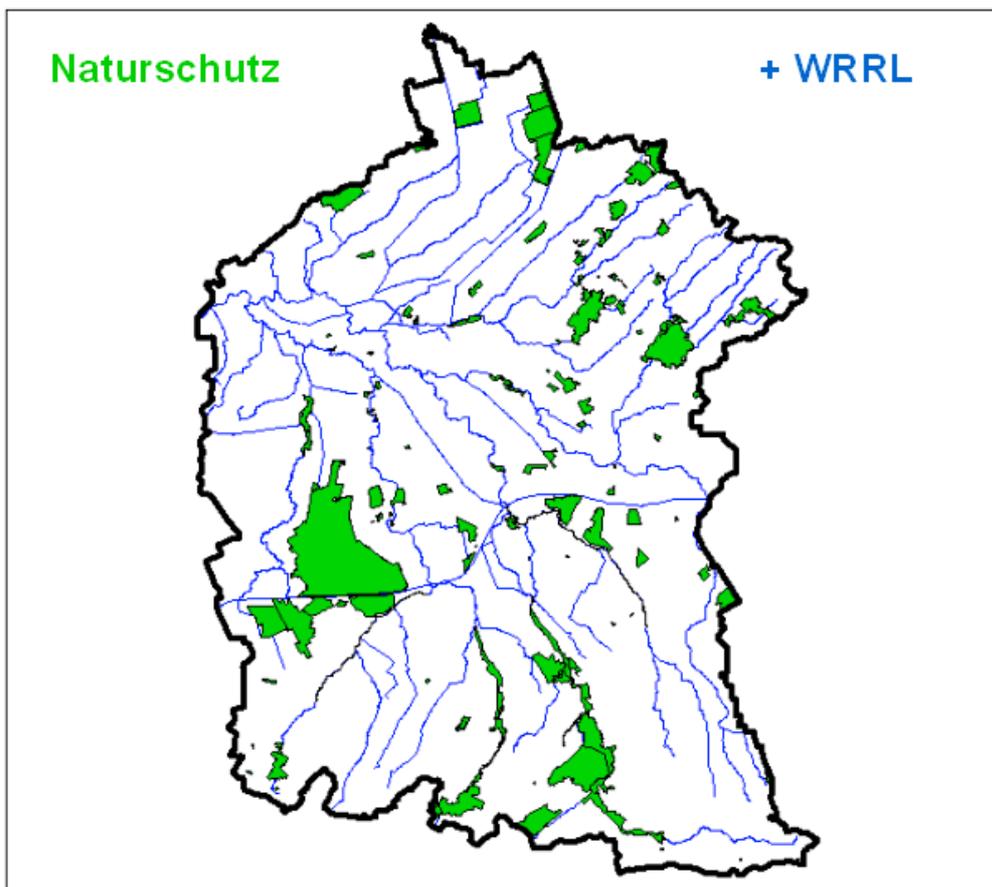


Abbildung 5: Potenzielle Vernetzungsfunktion des reduzierten Gewässernetzes im Leda-Jümme-Gebiet

3 Eingriffsregelung und WRRL – von der Theorie zur Praxis

Die Eingriffsregelung fand mit der Verkündung des Bundesnaturschutzgesetzes 1976 Eingang in das deutsche Recht. Auch in Niedersachsen zählt die Eingriffsregelung seit mehr als 20 Jahren zum festen Bestandteil der Naturschutzpraxis. In dieser Zeit haben sich auf Grundlage eng umrissener gesetzlicher Regelungen verschiedene Umsetzungsstrategien und Herangehensweisen herausgebildet.

Nur unter Berücksichtigung dieser Praxis können Synergien zwischen Naturschutz und WRRL gefunden und produktiv umgesetzt werden. Die folgenden Ausführungen geben einen kurzen Überblick über die wesentlichen Aspekte unter besonderer Berücksichtigung des Untersuchungsraums:

- Bewertungsverfahren zur Eingriffsregelung
- Praxis der Eingriffsregelung in den Unteren Naturschutzbehörden

3.1 Bewertungsverfahren

Nach Aussagen der Unteren Naturschutzbehörden werden im Untersuchungsgebiet verschiedene Bewertungsverfahren (Fachbehörde für Naturschutz, Osnabrücker Modell, Niedersächsische Städtetag, verbal-argumentativ) zur Ermittlung des Kompensationsvolumens bei Eingriffen verwendet. Im Rahmen des Projektes ist es daher notwendig, diese Bewertungsverfahren miteinander zu vergleichen und hinsichtlich der Integration gewässerspezifischer Maßnahmen detailliert zu betrachten.

3.1.1 Verbal-argumentative Verfahren

Verbal-argumentative Vorgehensweisen werden sowohl für den Aufgabenbereich der Umweltbewertung allgemein (Ermittlung naturschutzfachlicher Wertigkeit sowie Wirkungsabschätzung im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung) als auch speziell zur Eingriffsbewertung und Kompensationsermittlung angewandt.

Eine verbal-argumentative Vorgehensweise zur Kompensationsermittlung und Bilanzierung ist durch eine einzelfallbezogene, entscheidungsorientierte Vorgehensweise gekennzeichnet. Die Bewertungsschritte innerhalb der Aufgabenstellung weisen folgende formale Merkmale auf:

- Verzicht auf schutzgutübergreifende Aggregationen im Sinne von ‚Gesamtwertbildungen‘ als Grundlage der Ableitung des Kompensationsbedarfs (schutzgut- bzw. funktionsbezogene Begründungszusammenhänge);
- Verwendung einheitlicher Skalenbreiten für die Bewertung bzw. Klassifikation von Schutzgütern/Funktionen;
- Vorwiegend sachinhaltlich, d.h. naturschutzfachlich und planerisch begründete Ableitung von Kompensationserfordernissen;
- Gegenüberstellungen in allgemeinverständlicher, verbaler Form, ggf. unter Nutzung strukturierender Hilfen (z. B. Tabellen).

Grundsätzlich orientiert sich die Bemessung des Kompensationsbedarfs an der Schwere des Eingriffs, ausgedrückt durch eine sachinhaltliche Beschreibung des Funktionsverlusts. Vereinfachend kann der Verlust auch auf der Wertebene mit Hilfe von Wertäquivalenten erfolgen. Präferiert wird aber eine Darlegung des qualitativen und - soweit möglich - quantitativen Funktionsverlusts.

3.1.2 Osnabrücker Modell

Das sogenannte Osnabrücker Modell (LANDKREIS OSNABRÜCK 1997) wurde 1991 im Amt für Naturschutz des Landkreises Osnabrück zur Ermittlung der Flächengröße für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen bei Eingriffen in den Naturhaushalt insbesondere im Zusammenhang mit der Bauleitplanung erarbeitet und wird derzeit in mehreren Landkreisen des Untersuchungsgebietes im Rahmen der Bauleitplanung angewandt. Eine überarbeitete Fassung des Modells befindet sich derzeit in der Aufstellung.

Als biotoptypbezogenes Modellierungskonzept verwendet es vereinfachend den Biotoptyp als hoch aggregierten Ausdruck für die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts. Eine Zerlegung des Naturhaushalts in *einzelne* Kompartimente (Schutzgüter, Funktionen) wird durch die Verwendung des Biotoptyps als ‚Summenindikator‘ dadurch umgangen (BRUNS 2007).

Zur Beschreibung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts sowie der Pflanzen und Tierwelt dient der Biotoptyp als Komplexindikator. Es wird davon ausgegangen, dass die Biotopausprägung den Großteil der biotischen und abiotischen Leistungs-

und Funktionsfähigkeit abbildet und sich diese anhand des so berechneten Biotopwertes beurteilen läßt.

Nach BRUNS (2007) folgt die Abgrenzung von Biotopen dem Ansatz der Abgrenzung quasi-homogener Landschaftseinheiten. Biotope sind Teil des Ökotypbegriffs. Ökotope gelten als räumlich konkretisierbare Teile von Ökosystemen. Zusammen mit der Biozönose bilden sie das in seinen Funktionsbeziehungen räumlich nicht konkretisierte Ökosystem. Biotope können als ein konstituierendes Element von Ökosystemen auch bestimmte Ökosystemeigenschaften abbilden und charakterisieren. Unter der vereinfachenden Annahme, dass man ‚Leistungs- und Funktionsfähigkeit von Ökosystemen‘ mit der ‚Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts‘ gleichsetzen kann, gilt die Indikationswirkung von Biotopen auch für den Naturhaushalt. Die fachliche Begründung für die Verwendung von *Biotopen* als Komplexindikator für den Naturhaushalt beruht auf der Interpretation (unter Weglassen anderer Komponenten) und Gleichsetzung von Ökosystem und Naturhaushalt.

Das Osnabrücker Modell basiert auf der Bewertung von Biotoptypen, deren Einteilung und Benennung sich an der Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereichen in Niedersachsen (DRACHENFELS & MEY 1990 bzw. aktueller: DRACHENFELS 2004) orientiert. Eigene Typen mit ergänzenden Codes können hinzugefügt werden. Die Biotoptypen sind aufgelistet und Wertebereichen (Kategorie 0 bis Kategorie 5) zugewiesen.

Die tatsächliche Ermittlung der Wertkategorie erfolgt durch die Beurteilung des Biotops anhand einer Liste mit 15 Parametern, die alle in gleichem Maße gewichtet werden, sofern eine Einordnung möglich ist. Die Bewertung des Biotops wird dabei anhand eines Formblattes vorgenommen. Mit Hilfe des dabei ermittelten Wertfaktors wird dann die konkrete Berechnung zur Ermittlung des Kompensationsbedarfes in 3 Schritten vorgenommen:

Tabelle 4: Berechnung des Kompensationsbedarfes nach dem Osnabrücker Modell

1.	Ermittlung des Eingriffsflächenwertes vor dem Eingriff
	Nach Zuweisung eines Wertfaktors zu jedem Biotoptyp wird dieser mit der dazugehörigen Flächengröße multipliziert. Der Eingriffsflächenwert wird als Gesamtverlust definiert.
<i>Formel</i>	<i>Eingriffsflächenwert als Werteinheit (WE) = Eingriffsflächengröße (ha) * Wertfaktor (WE/ha)</i>
2.	Ermittlung der Kompensationswerte
	Hierbei wird das Gebiet nach dem Eingriff betrachtet. Es werden die Werte der neuen und der alten, erhaltenen Anlagen ermittelt. Die Berechnung erfolgt analog der Berechnung für den Eingriffsflächenwert.
<i>Formel</i>	<i>Kompensationsflächenwert (WE) = Kompensationsflächengröße (ha) * Wertfaktor (WE/ha)</i>
	Ist der Kompensationsflächenwert kleiner als der Eingriffsflächenwert, d.h. die Kompensation ist nicht ausreichend, folgt der dritte Schritt:
3.	Ermittlung der Flächengröße externer Kompensationsmaßnahmen
	Hierzu wird zunächst (wie unter 1. und 2.) der derzeitige Wert als Kompensationsfläche ermittelt. Die Differenz zwischen dem Sollwert, also dem Wert, der durch die angestrebten Kompensationsmaßnahmen erreicht werden soll, und dem Ist-Wert ergibt den sogenannten Aufwertungsfaktor
<i>Formel</i>	<i>Aufwertungsfaktor (WE/ha) = Soll-Wert (WE/ha) – Ist-Wert (WE/ha)</i>
	Die Kompensationsflächengröße ist der Quotient aus Kompensationsrestwert und Aufwertungsfaktor:
	<i>Kompensationsflächengröße (ha) = Kompensationswert (WE) / Aufwertungsfaktor (WE/ha)</i>

Hierbei gelten folgende Rahmenbedingungen:

- Funktionszusammenhänge im Rahmen der Kompensation müssen berücksichtigt werden.
- Externe Kompensationsmaßnahmen sollen nur auf weniger empfindlichen Flächen erfolgen.
- Neuangelegte Gartenflächen können maximal einen Wert von 1,0 als Kompensationsmaßnahmen innerhalb und angrenzend an Baugebiete (n) 1,5 und externe Kompensationsmaßnahmen bis 2,5 erhalten.
- Ab Wertfaktor 2 sind neben Biotoptypen in der Regel weitere relevante Parameter zu erfassen (wie z.B. faunistische Indikatorarten).
- Die Zerstörung von Biotoptypen, die zeitnah nur unvollkommen und in unterschiedlichem Maße wieder hergestellt werden können, wird durch einen Flächenaufschlag für den Zeitverlust aufgefangen. Dabei wird die unterschiedliche Regenerationsdauer in Kategorien (Empfindlichkeitsstufen) eingeteilt und mit einem Multiplikationsfaktor belegt.

3.1.3 Modell des Niedersächsischen Städtetags

Die Arbeitshilfe zur Ermittlung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in der Bauleitplanung (NIEDERSÄCHSISCHER STÄDTETAG 2008) ist erstmals 1993 in Zusammenhang mit der Eingriffsregelung des § 8a BNatSchG erarbeitet worden. Die Arbeitshilfe soll Städten und Gemeinden, Plangenehmigungsbehörden wie auch Kommunalpolitikern und Planern einen Weg weisen, nach dem Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen aufgrund von Berechnungen ermittelt werden können.

Die Arbeitshilfe sieht eine Differenzierung der Eingriffsbewertung in Abhängigkeit vom Schutzbedarf der betroffenen Biotoptypen und ihrer Funktionen im Naturhaushalt vor. Die Kompensationsermittlung erfolgt auf der Basis von Biotopwertäquivalenten numerisch; der Kompensationsbedarf für Beeinträchtigungen von Biotoptypen mit besonderem Schutzbedarf oder anderen Funktionen wird verbal-argumentativ ergänzt. Die Leitlinie bezieht sich auf den gesamten Arbeits- und Verfahrensablauf; ausgenommen sind Ersatzzahlungen (die im Rahmen der Bauleitplanung nicht vorgesehen sind) und Nachkontrollen.

Nach BRUNS (2007) ist dies ein biotoptypenbasiertes Modell, in dem wie auch im Osnabrücker Modell, davon ausgegangen wird, dass Biotoptypen ein bestimmtes Spektrum der Leistungs- und Funktionsfähigkeit in ihrer durchschnittlichen Ausprägung abbilden. Nicht indizierte Landschaftsfunktionen bzw. Funktionsausprägungen besonderer Bedeutung werden ergänzend betrachtet und auf den Biotopwert aufgeschlagen.

Die Arbeitshilfe basiert auf der Erfassung von Biotoptypen nach DRACHENFELS (2004), weicht in der Bewertung der Biotoptypen jedoch zum Teil von den Einstufungen ab, wie sie von BIERHALS et al. (2004) vorgeschlagen wurden.

Die vom Eingriff betroffenen Biotope werden zunächst den in einer Liste ausgewiesenen Wertfaktoren zugeteilt. Die Bewertung des Biotops wird dabei anhand eines Formblattes vorgenommen. Neben diesem „Standardwert“ kann einem Schutzgut ein besonderer Schutzbedarf zukommen. Dabei wird neben dem Wertfaktor des Biotoptyps der besondere Schutzbedarf von Einzelfunktionen ermittelt. Mit Hilfe des ermittelten Wertfaktors wird die konkrete Berechnung zur Ermittlung des Kompensationsbedarfes vorgenommen.

Tabelle 5: Berechnung des Kompensationsbedarfs nach dem Modell des Niedersächsischen Städtetags

1.	Ermittlung des Flächenwertes vor dem Eingriff
	Nach Zuweisung eines Wertfaktors zu jedem Biotoptyp wird dieser mit der dazugehörigen Flächengröße multipliziert. Der Eingriffsflächenwert wird als Gesamtverlust definiert.
<i>Formel</i>	<i>Flächenwert als Werteinheit (WE) = Eingriffsflächengröße (m²) * Wertfaktor</i>
2.	Ermittlung des Flächenwertes nach dem Eingriff
	Hierbei wird das Gebiet nach dem Eingriff betrachtet. Es werden die Werte der neuen und der alten, erhaltenen Anlagen ermittelt. Die Berechnung erfolgt analog der Berechnung für den Flächenwert.
<i>Formel</i>	<i>Flächenwert der Eingriffsfläche (WE) = Eingriffsfläche (Ist-Zustand m²) * Wertfaktor</i>
3.	Ermittlung der Flächengröße externer Kompensationsmaßnahmen
	Erfolgt ein Eingriff in Bereichen mit besonderem Schutzbedarf, so sind zusätzlich zum rechnerisch zu ermittelnden Ausgleich besondere Ausgleichsmaßnahmen planerisch vorzusehen und verbal zu begründen.
	Ansonsten ermittelt sich der Flächenwert der Ausgleichsfläche wie nach dem Wert der Eingriffsfläche:
<i>Formel</i>	<i>Ausgleichsfläche (Planung in m²) x Wertfaktor = Flächenwert der Ausgleichfläche als Werteinheit (WE)</i>
	Die Ermittlung des Ausgleichs- und Ersatzbedarfes erfolgt über Biotopwerteinheiten (Biotopwert * Fläche) und wird durch eine planerisch-argumentative Begründung des Kompensationsbedarfes im Falle der Betroffenheit von Biotopen mit besonderem Schutzbedarf ergänzt.
	Der Kompensationsumfang (Ausgleich- und Ersatz) wird jeweils biotoptypenbezogen (nicht biotopübergreifend-summarisch) ermittelt. Lediglich der Kompensationsbedarf für gleiche Biotoptypen kann zusammengefaßt werden.
	Eine weitere Berücksichtigung der Schutzgüter mit besonderem Schutzbedarf erfolgt nicht.

Hierbei gelten folgende Rahmenbedingungen:

- Ausgleichsmaßnahmen müssen in zeitlichem, räumlichem und funktionalem Zusammenhang durchgeführt werden.
- Der Verlust von Biotoptypen muß durch die Entwicklung von Biotoptypen der gleichen Untereinheit der Biotoptypenliste ausgeglichen werden.

- Der Umfang für Ausgleichsmaßnahmen für Biotoptypen ohne besonderen Schutzbedarf wird rechnerisch durch Gegenüberstellung der Flächenwerte ermittelt.
- Der Kompensationsumfang für Biotoptypen mit besonderem Schutzbedarf wird verbalargumentativ (Gegenüberstellungstabelle) und rechnerisch (Bilanztafel) ermittelt.
- Der Umfang für Ausgleichsmaßnahmen bei Eingriffen ins Landschaftsbild wird verbalargumentativ hergeleitet. Die Ausgleichsmaßnahmen müssen in „kausalem“ Zusammenhang zur Beeinträchtigung stehen.
- In einem Katalog werden, differenziert nach Schutzgütern, mögliche Ausgleichsmaßnahmen (auch Ersatzmaßnahmen) beschrieben.
- Der Eingriff gilt als ausgeglichen, wenn die Wertdifferenz der Bestandssituation gegenüber der Planungssituation durch den Wert der Ausgleichsmaßnahmen behoben ist. Verbleibt ein Defizit, ist ein Teilausgleich erreicht, der durch weitere Ausgleichsmaßnahmen oder Ersatzmaßnahmen kompensiert werden muß.

3.1.4 Empfehlungen der Fachbehörde für Naturschutz

Die naturschutzfachlichen Hinweise zur Anwendung der Eingriffsregelung in der Bauleitplanung wurden 1994 von der Fachbehörde für Naturschutz Niedersachsen erstellt (vgl. BREUER 1994). Die Hinweise sollten landesweit zur einheitlicheren praxisorientierten Vorgehensweise beitragen. Neben dieser Arbeitshilfe wurden weitere Arbeitspapiere und Empfehlungen zur Beurteilung zum Bodenabbau, Grundwasserentnahmen, Flurbereinigung u.a. entwickelt.

Nach diesem Modell ist die Anwendung der Eingriffsregelung jeweils eine einzelfallbezogene Prüfung, bei der die Einzelschritte der Eingriffsregelung eingehalten werden müssen. Das Verfahren beruht nicht auf einem vereinfachten standardisierten Bewertungsverfahren, sondern orientiert sich an den gesetzlich vorgeschriebenen Einzelschritten der Eingriffsregelung. Für jeden Einzelschritt werden Konventionsvorschläge und methodische Hilfen angeboten.

Die Biotoptypenkartierung basiert auf dem Kartierschlüssel des Landes Niedersachsen (DRACHENFELS 2004). Die Biotoptypen werden unter Berücksichtigung der Biotoptypenliste und der darin vorgeschlagenen Werteinstufungen (BIERHALS et al. 2004) bewertet. Die Werteinstufungen erfolgen auf Basis einer 5-stufigen ordinalen Skala. Die Wertstufen der Biotoptypen werden unter Berücksichtigung der Kriterien Naturnähe, Gefährdung, Seltenheit und Bedeutung als Lebensraum für Pflanzen und Tiere gebildet.

Die 5 Wertstufen des Schutzgutes Landschaftsbild werden unter Berücksichtigung der Kriterien Eigenart und Freiheit von Beeinträchtigungen zugeordnet. Die Eigenschaften der einzelnen Bewertungsstufen sind vorgegeben.

Das Schutzgut Boden wird in 4 bzw. 5 Bedeutungsabstufungen bewertet. Die Wertstufen sind jeweils mit Kriterien unterlegt, so dass eine Zuordnung der vorgefundenen Ausprägungen erfolgen kann.

Beim Schutzgut Grundwasser werden die Gebiete mit besonderer Bedeutung berücksichtigt. Das Schutzgut Klima / Luft wird erforderlichenfalls durch ein besonderes Klimagutachten abgedeckt.

Die Bewertung des Ausgangszustandes erfolgt getrennt nach Schutzgütern. Es ist keine schutzgutübergreifende Aggregation vorgesehen und es erfolgt keine Multiplikation der Wertstufe mit der Fläche.

Die Ermittlung der Auswirkungen und die Bewertung der Beeinträchtigungen durch den geplanten Eingriff erfolgt mit einem Katalog möglicher erheblicher Beeinträchtigungen der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes differenziert nach Schutzgütern. Auch Beeinträchtigungen auf Flächen mit besonderem Schutzbedarf werden als erhebliche Beeinträchtigungen eingestuft. Das Modell nennt Kriterien, anhand derer die Erheblichkeit von Beeinträchtigungen eingeschätzt werden kann. Diese Kriterien enthalten einerseits zu berücksichtigende Eigenschaften über die Bestandssituation, andererseits zu berücksichtigende Eigenschaften der Beeinträchtigung.

Die Wirkungsabschätzung erfolgt durch einen Zustandsvergleich. Der Zustand der Biotope vor der Planung wird dem der Planung gegenübergestellt. Dabei werden die Flächenwerte der Biotoptypen vor und nach dem Eingriff ermittelt (Wertgleichungsverfahren). Es wird grundsätzlich zwischen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen unterschieden. Dies zeigt sich bei den Angaben zur Ermittlung der Maßnahmen, wie auch der Notwendigkeit zur Kennzeichnung der Maßnahmen in den Bilanzierungstabellen.

Zu beachten ist Folgendes:

- Ausgleichsmaßnahmen müssen in zeitlichem, räumlichem und funktionalem Zusammenhang durchgeführt werden.
- Der Verlust von Biotoptypen muß durch die Entwicklung von Biotoptypen der gleichen Untereinheit der Biotoptypenliste ausgeglichen werden.
- Der Umfang für Ausgleichsmaßnahmen für Biotoptypen ohne besonderen Schutzbedarf wird rechnerisch durch Gegenüberstellung der Flächenwerte ermittelt.
- Der Kompensationsumfang für Biotoptypen mit besonderem Schutzbedarf wird argumentativ (Gegenüberstellungstabelle) und rechnerisch (Bilanztafel) ermittelt.
- Der Umfang für Ausgleichsmaßnahmen bei Eingriffen ins Landschaftsbild wird verbalargumentativ hergeleitet. Die Ausgleichsmaßnahmen müssen in „kausalem“ Zusammenhang zur Beeinträchtigung stehen.
- Der Eingriff gilt als ausgeglichen, wenn die Wertdifferenz der Bestandssituation gegenüber der Planungssituation durch den Wert der Ausgleichsmaßnahmen behoben ist. Verbleibt ein Defizit, ist ein Teilausgleich erreicht, der durch weitere Ausgleichsmaßnahmen oder Ersatzmaßnahmen kompensiert werden muß.
- Das Kompensationsziel richtet sich nach § 15 (2) BNatSchG. Demnach ist ein Ausgleich erreicht, „wenn und sobald die beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts in gleichartiger Weise wiederhergestellt sind und das Landschaftsbild landschaftsgerecht wiederhergestellt oder neu gestaltet ist. Ersetzt ist eine Beeinträchtigung, wenn und sobald die beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts in dem betroffenen Naturraum in gleichwertiger Weise hergestellt sind und das Landschaftsbild landschaftsgerecht neu gestaltet ist“.

3.2 Praxis der Eingriffsregelung

Zur Darstellung der bestehenden Praxis der Eingriffsregelung wurden Gespräche mit den MitarbeiterInnen der Unteren Naturschutzbehörden der Landkreise Ammerland, Cloppenburg, Emsland, Friesland, Leer und Osnabrück geführt.

Der zur Praxis der Eingriffsregelung zusammengestellte Fragenkatalog beinhaltet die Themenblöcke Eingriffsregelung, Kompensation, Kompensationsplanung, Maßnahmenplanung sowie die Perspektiven der Eingriffsregelung bei der Umsetzung der WRRL.

3.2.1 Eingriffsregelung

In den o.g. 6 Landkreisen werden verschiedene Bilanzierungsmodelle im Rahmen der Eingriffsregelung verwendet, wobei hauptsächlich die Arbeitshilfe des Niedersächsischen Städtetages in 5 Landkreisen zur Anwendung kommt. Die Bilanzierung nach dem Osnabrücker Modell wird überwiegend in 3 Landkreisen verwendet, während die Empfehlungen der Fachbehörde nur in 2 Landkreisen zum Einsatz kommen. Im Landkreis Cloppenburg wird zudem noch das Modell des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW 2008b) angewandt.

Es werden von den Unteren Naturschutzbehörden alle gängigen Bilanzierungsmodelle empfohlen, wobei jeder Landkreis seinen eigenen Schwerpunkt verfolgt.

In Niedersachsen gibt es zwar eine Verfahrensvielfalt hinsichtlich Bauleitplanung, Straßenbau, Rohstoffabbau, Flurbereinigung und Grundwasserentnahme, jedoch kein gewässerspezifisches Verfahren. Die bisherigen Erfahrungen der Naturschutzbehörden mit der Darstellung von Aufwertungspotentialen bei Maßnahmen an Gewässern sind entsprechend vielschichtig. Es werden Einzelfallentscheidungen getroffen, maßnahmenorientierte Aufwertungsmöglichkeiten angewandt oder Umrechnungen nach Biotoppunkten vorgenommen. Es besteht keine einheitliche Regelung. Es werden individualisierte Integrationsansätze der Kompensationsmaßnahmen an Gewässern durchgeführt.

Diese Praxis ist auch bei den Gewässerbeispielen in NLT (2007) zu verfolgen, da hier keine Hinweise zu optimalen Bewertungsverfahren gegeben werden. Gespräche mit Sachbearbeitern einiger der vorgestellten Projekte bezüglich der Bewertungsverfahren bestätigen die Notwendigkeit eines Regelwerks.

3.2.2 Kompensation

Die Begrenztheit der zur Verfügung stehenden Finanzmittel für die Gewässerumgestaltung WRRL hat im Zuge der Diskussion über weitere Umsetzungsmöglichkeiten die Nutzung der Eingriffsregelung ins Spiel gebracht. Nach BREUER (2007) scheint sich angesichts der Vielzahl der Eingriffe in Niedersachsen (mehr als 12.000 jährlich) ein beträchtliches Potential an Maßnahmen aufzutun, um Fließgewässer und ihre Auen zu mehr Naturnähe zu verhelfen.

Die Antworten der Unteren Naturschutzbehörden hinsichtlich des Kompensationsvolumens bzw. des Ersatzgeldes zeigen jedoch das Gegenteil. Zum einen schwankt der jährliche Zuwachs an Kompensationsflächen und die monetäre Kompensation in Form von Ersatzgeld jedes Jahr beträchtlich und ist stark projektabhängig. Die Einnahmen bezüglich des Ersatzgeldes variierten bei den Landkreisen in 2008 von 5.000 € bis 50.000 €. Die genannten 50.000 € stammen aus einem einmaligen Großprojekt. Die Möglichkeit, Ersatzgelder als Kompensation einzunehmen, werden von den Unteren Naturschutzbehörden nur als „letztes Mittel“ gesehen, z.B. bei nicht ausgleich- und ersetzbaren Eingriffen in das Landschaftsbild (Anlage von Windkraftanlagen, Hochspannungs- und Mobilfunkmasten). Daher sind die jährlichen Einnahmen aus Ersatzgeldern im Vergleich zum Finanzierungsbedarf der Maßnahmen der WRRL verschwindend gering. Zudem sind diese Gelder bereits häufig für andere Naturschutzprojekte eingeplant.

Der Anteil an Kompensationsflächen im Verhältnis zur Gesamtfläche in den einzelnen Landkreisen liegt geschätzt zwischen < 1% und 3 %.

3.2.3 Kompensationsplanung

Mit der Novellierung des Baugesetzbuches 1998 werden den Städten und Gemeinden weitreichende Möglichkeiten für vorausschauendes, umweltbewusstes Flächenmanagement eröffnet. Die Grundidee von Flächenpool und Ökokonto ist, die notwendigen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen bei Eingriffen in Natur und Landschaft im Rahmen eines räumlichen Gesamtkonzeptes zu planen und zu realisieren.

Ökokonten umfassen Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege, die eigens durchgeführt werden, um sie zu einem späteren Zeitpunkt und unter bestimmten Bedingungen als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für Eingriffe anrechnen zu lassen. Diese Bevorratung ist nach BREUER (2001) jedoch nur auf die Bauleitplanung beschränkt. Im Unterschied zu solchen Maßnahmenpools umfaßt ein Flächenpool lediglich bevorratete Flächen, die für die Durchführung künftiger Projekte zur Verfügung stehen, auf denen aber im voraus keine Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege durchgeführt werden. Die Maßnahmenbevorratung geht insofern über die Sicherung der reinen Flächenverfügbarkeit für Kompensationszwecke hinaus.

Die Bevorratung ist für die Umsetzung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen hilfreich, wenn Flächenknappheit, hohe Bodenpreise oder konkurrierende Interessen die Beschaffung geeigneter Flächen für Kompensationsmaßnahmen behindern. Zur Lösung dieser ökonomischen Probleme gibt es Vorschläge, die Kompensation in linearer Form, statt flächenhaft, durchzuführen, oder bei der Entwicklung von FFH-relevanten Lebensgemeinschaften die Kompensation über einen Aufschlag von Wertpunkten zu fördern. Ebenso sollten der Waldbau und die Verbesserung der bestehenden Schutzgebiete als Kompensationsmöglichkeiten angesehen werden. Weitere Möglichkeit, die Flächenverfügbarkeit zu erhöhen, sind Flächenzuweisungen im Rahmen der Flurbereinigung oder die Erhöhung der Funktionalität von Flächen.

Die Flächenbevorratung kann für den Naturschutz von besonderem Vorteil sein, wenn an die Flächen der Kompensation besondere Anforderungen gestellt werden, wie Lage oder Größe der Flächen oder Art und Koordination der Kompensation. Die Kompensationsflächen können dann räumlich konzentriert werden und gleichzeitig für den Naturschutz wichtige Bereiche unter Berücksichtigung übergeordneter Naturschutzziele zurückgewonnen und dauerhaft gesichert werden. Größere Naturschutzprojekte lassen sich so besser realisieren. Weiterhin wird der zeitliche Verzug zwischen Eingriff und tatsächlich erreichter Kompensation verkürzt.

Die Vorhaben- und Poolträger profitieren ebenfalls durch die Flächenbevorratung, da durch den schnellen Nachweis von Kompensationsflächen Zulassungsverfahren beschleunigt werden können. Daneben sind Kostenersparnisse durch geringere Aufwendungen für Grunderwerb oder Kostensenkung bei Pflege und Entwicklung der Kompensationsflächen durch sinnvolle Arrondierung möglich. Gleichwohl sind u.U. erhebliche Vorleistungen erforderlich, deren unsichere Finanzierung abschreckend wirken kann.

Die Umfrage bei den Unteren Naturschutzbehörden der Landkreise hat gezeigt, dass bereits zahlreiche Flächenpools und Ökokonten eingerichtet wurden. So gibt es als Beispiel im Landkreis Friesland einen interkommunalen Pool von 92 ha, der auf 3 Landschaftsräume verteilt ist, an dem sich 4 Gemeinden beteiligen.

Grundsätzlich werden die Flächenpools als geeignet angesehen, auch Maßnahmen der WRRL umzusetzen. Die Ausbildung eines Flächenpools am Gewässer sollte jedoch linear erfolgen und eine eigendynamische Entwicklung des Gewässers innerhalb des Pools zulassen sowie je nach Gewässergröße Randstreifen von bis zu 20 m mit angepasster Unterhaltung voraussetzen. Als positive Beispiele in Form der Poolnutzung an Gewässern wurden die Projekte Ems-Aue zur Ergänzung des LIFE-Natur-Projektes im Landkreis

Emsland, die Projekte Hollener Ehe und Bagbänder Tief im Landkreis Leer sowie die Projekte Hase-Gehrde, Düte und Artland u.a. im Landkreis Osnabrück genannt.

Die Flächenpools wurden in der Regel durch die Gemeinden oder Naturschutzstiftungen bzw. Flächenagenturen eingerichtet und werden auch über diese verwaltet. In einigen Landkreisen wurden Flächenpools auch im Rahmen der Flurbereinigung angelegt, um größere Naturschutzprojekte durchzuführen,.

Der Bedarf an Poolflächen ist jedoch rückläufig. Dies steht im Zusammenhang mit der Novellierung des BauGB 2002, wodurch die Eingriffsregelung im Innenbereich keine Anwendung mehr erfährt, und es zudem eine rückläufige Tendenz der Ausweisung von Bauflächen in den Gemeinden gibt. Daher ist die Ausweisung weiterer Flächenpools in den Landkreisen zur Zeit nicht geplant. Die Verfügbarkeit von Kompensationsflächen wird weiterhin durch hohe Agrarpreise und starken Flächendruck aufgrund des Baus von Biogasanlagen und des Torfabbaus erschwert.

Die Anrechnung von bevorrateten Maßnahmen bzw. die „Abbuchung“ von Flächen mit bevorrateten Maßnahmen erfolgt in den Landkreisen unterschiedlich, je nachdem, ob der Kompensationsumfang mit einem Biotopwertverfahren (vgl.: Kap. 3.1.2 f.) oder Schutzgut-Funktions-Verfahren (siehe Kap. 3.1.4) ermittelt wurde:

- Bei den Biotopwertverfahren wird innerhalb des Ökokontos eine Wertpunktzahl vergeben, die auch zum Teil monetär umgerechnet wird. Der Verursacher kann sich die von der Eingriffsbilanzierung errechneten Wertpunkte gutschreiben lassen bzw. sich entsprechend einer Umrechnung („Wertpunkt = x €“) einkaufen. Somit erfolgt ein vertikaler Abbau von Punkten, die auf einer Fläche durch diverse Maßnahmen generiert wurden.
- Alternativ zu den Wertpunkten kann entsprechend nach dem Modell des Niedersächsischen Städtetags auch eine Bilanzierung über den Flächenwert erfolgen. Bei dem Schutzgut-Funktions-Modell richtet sich der Umfang der abzubuchenden Fläche nach demjenigen Schutzgut (Biotope, Arten, Boden, Wasser, Klima/Luft, Landschaftsbild), bei dem sich durch das Eingriffsvorhaben der größte Flächenbedarf zur Kompensation ergibt. In den meisten Fällen ist auch die Kompensation für die anderen Schutzgüter auf der gleichen Fläche möglich (Mehrfachkompensation). Zum Teil erfordert aber die Kompensation für die anderen beeinträchtigten Schutzgüter besondere Maßnahmen auf der gleichen oder einer anderen Fläche (NMU 2007).

3.2.4 Maßnahmen

Das Spektrum der bisher in den Landkreisen durchgeführten naturschutzfachlichen Maßnahmen, die überwiegend flächenhaft sind, spiegelt eine Vielfalt von Maßnahmen wider: Gehölzpflanzungen, Grünlandextensivierung, Anlage von Kleingewässern, Nutzungsaufgabe, Nutzungsextensivierung, Aufforstungen, Maßnahmen zur Verbesserung des Landschaftsbildes und des Naturerlebens. Gewässerspezifische Maßnahmen wie die Renaturierung von Fließgewässern, Verbesserung der Retention außerhalb der Gewässer, Abbau von Wehren, Einbau von Sohlgleiten etc. kommen als eigenständige bilanzierbare Kompensationsmaßnahmen bisher nicht vor.

Es gibt eine Reihe von Großprojekten im Rahmen der baurechtlichen Eingriffsregelung (Jade-Weser-Port, Bau Logistikzentrum in Melle, Autobahn A 2 zwischen Wunstorf und Bad Nenndorf), durch die Gewässermaßnahmen initiiert wurden. Diese Projekte verfügten entweder für sich oder durch das Zusammenfassen von mehreren Eingriffsvorhaben über einen hohen Kompensationsbedarf, der zur Umsetzung von Gewässerprojekten im Rahmen der Bauleitplanung beigetragen hat (z.B. Uferaufweitungen an der Else, Reaktivierung von Altarmen am Falster Tief). Die Befragung der Naturschutzbehörden zeigte jedoch, dass die Eingriffsregelung im Zusammenhang mit Maßnahmen an Gewässer aufgrund fehlender Bewertungsmethoden bisher nicht abgearbeitet werden konnte. Mit Hilfe individualisierter Bilanzierungen wurde in diesen Fällen ohne Modellanwendung praxisorientiert gehandelt.

Von den Gebietskooperationen Leda-Jümme, Hase und Untere Ems wurden 285 durchgeführte Maßnahmen im Bereich von Fließgewässern/Auen (UIH 2007a, b, c) genannt. Davon sind 90 % der Gewässer als „freiwillige Maßnahmen“ durch die Unterhaltungsverbände, Landkreise und Städte, im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren oder Naturschutzprojekten durchgeführt worden. Lediglich 30 Maßnahmen sind als Kompensationsmaßnahmen vorgenommen worden. Die freiwilligen Maßnahmen wurden aus unterschiedlichen Mitteln finanziert (EU, Bund, Land, Städte und Gemeinden, Unterhaltungsverbände, Naturschutzverbände, LEADER+, Umweltstiftungen u.a.).

Die geringe Anzahl an Kompensationsmaßnahmen am Gewässer liegt nach Ansicht der Naturschutzbehörden zum einen an den höheren Kosten, die Gewässermaßnahmen im

Vergleich zur Entwicklung terrestrischer Biotope verursachen. Zum anderen aber auch an der funktionsbezogenen Kompensation, die eine willkürliche Verlagerung von Maßnahmen an Gewässer nicht vorsieht. Zudem gibt es viele Verfahrensarten wie Bodenabbau, Flurbereinigungen und Straßenbau, bei denen die räumliche Zuordnung der Kompensation bereits zwingend festgelegt ist.

Aufgrund der gewünschten funktionsbezogenen Kompensation werden die Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL auch nicht als Konkurrenz gesehen – eher als Erweiterung der Kompensationsmöglichkeiten. Die Zuständigkeiten zur Umsetzung der WRRL wird bei der Wasserwirtschaft gesehen. Die naturschutzfachlichen Prioritäten werden in der Entwicklung der Natura 2000-Gebiete, der Vorranggebiete Naturschutz, der Weiterentwicklung der Flächenpools sowie beim Waldumbau und den landwirtschaftlichen Grenzertragsstandorten gesehen.

3.2.5 Perspektiven

Die WRRL ist in erster Linie eine Gewässerschutzrichtlinie, deren Ziel die Erreichung und die Erhaltung des guten Zustandes der europäischen Gewässer ist. Dabei integriert sie zunächst alle Aspekte der Gewässerbewirtschaftung, enthält darüber hinaus aber auch Bezüge zu anderen Bereichen des Umweltschutzes und zu anderen Politikbereichen, wie z.B. der Landwirtschaft. Die Querverbindungen zwischen der WRRL und dem Naturschutz werden von den Unteren Naturschutzbehörden unterschiedlich gesehen.

Zum einen werden Perspektiven aufgrund der bisherigen guten Zusammenarbeit mit der Wasserwirtschaft gesehen. Dies ist vor allem in den Landkreisen der Fall, in denen die Ressorts Naturschutz und Wasserwirtschaft zusammengefaßt sind und bereits gemeinsame Projekte erfolgreich zusammen durchgeführt wurden.

Zudem verfolgen WRRL und Natura 2000 das gleiche Ziel wie z.B. die Verbesserung der ökologischen Situation der Gewässer und Auen. Der gewässerbezogene Naturschutz sieht die ökologische Durchgängigkeit der Gewässer, ein Zulassen der Eigendynamik, Reduzierung der Unterhaltung und die Entwicklung von Gewässerauen als besonderes Tätigkeitsfeld, wie es auch die WRRL beinhaltet.

Zum anderen werden Bedenken erhoben, dass durch die WRRL der Naturschutz in seinen Aufgaben beschränkt wird. Es wird die Möglichkeit gesehen, dass durch die Umsetzung der WRRL flächenbezogene Naturschutzmaßnahmen zu Lasten linearer Maßnahmen entlang von Fließgewässern vernachlässigt werden könnten.

Weiterhin bedürfe es einer Kofinanzierung der Gewässermaßnahmen, wie zum Beispiel der Einführung einer Art „Wasserpfennig“ oder der Aufhebung der Regelung, dass Kompensationsmaßnahmen nicht förderfähig seien. Die Finanzierung von Maßnahmen zur Realisierung der WRRL durch Ersatzgelder nach § 15 (6) BNatSchG wird sehr kritisch gesehen, zumal die Einnahmen in den Naturschutzbehörden nur als „ein Tropfen auf dem heißen Stein“ angesichts des Finanzbedarfs zu sehen seien.

Die hoheitliche Zuständigkeit zur Umsetzung der WRRL wird bei der Wasserwirtschaft gesehen. So seien bereits viele positive Korrekturen an den Gewässern möglich, wenn die Vorgaben des WHG eingehalten würden. Bedarf wird auch in der Beratung der Unterhaltungsverbände zur Umsetzung der WRRL gesehen, da hier noch Aufklärungsbedarf hinsichtlich der Integration der naturschutzfachlichen Aufgaben bestehe.

Die Notwendigkeit der Berücksichtigung von Eingriffstatbeständen nach § 14 (1) BNatSchG bei der Umsetzung von Maßnahmen der WRRL wird zwiespältig beurteilt.

- Zum einen darf die Eingriffsregelung nicht zum Hinderungsinstrument von Gewässermaßnahmen werden, wobei eventuell sogar Gewässermaßnahmen eine Kompensation nach sich ziehen könnten.
- Zum anderen wird befürchtet, dass Maßnahmen der WRRL grundsätzlich nicht als möglicher Eingriff angesehen werden. In diesem Fall würde die Beurteilung eines Vorhabens in Bezug auf mögliche Beeinträchtigungen unterbleiben, so dass es durchaus zu erheblichen Beeinträchtigungen der Schutzgüter kommen könnte. Die Gewässermaßnahmen sollten im Einzelfall geprüft werden, auch unter der Berücksichtigung des Artenschutzes und der nach § 30 BNatSchG besonders geschützten Biotope.

3.3 Zusammenfassung

Unter dem Gesichtspunkt der Nutzung von Synergieeffekten sehen die Unteren Naturschutzbehörden es als sinnvoll an, Kompensationsmaßnahmen mit der Umsetzung der WRRL zu koppeln und dementsprechend Maßnahmen durchzuführen, die der Verbesserung des ökologischen Zustands der Gewässer dienen.

Bei der Gegenüberstellung der Ziele der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung und der

WRRL wird Folgendes deutlich: Dort, wo die Ziele deckungsgleich sind, lassen sich Kompensationsmaßnahmen sinnvoll auch im Sinne der WRRL lenken. Voraussetzung ist allerdings, dass dies im Rahmen der Regelungen für die naturschutz- und bauplanungsrechtliche Eingriffsregelung rechtlich und fachlich möglich ist.

Damit eine sinnvolle Lenkung von Kompensationsmaßnahmen im Sinne der WRRL zustande kommt, ist ein intensiver Austausch zwischen den Fachbehörden des Naturschutzes und der Wasserwirtschaft sowie die Entwicklung gemeinsamer Strategien notwendig.

Insgesamt wird betont, dass der aus der Eingriffsregelung resultierende, insgesamt nur geringe Maßnahmenumfang keinen erheblichen Anteil an der Umsetzung der WRRL haben könne. Die zur Bewältigung dieser Aufgabe notwendigen Mittel müssten primär aus anderen Quellen stammen.

4 Gewässerentwicklung und deren Bewertung in Eingriffsmodellen

Die Eignung der vorwiegend für terrestrische Biotope entwickelten naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren ist für die Belange der WRRL nicht zwingend vorauszusetzen. Es ist deshalb festzustellen, inwieweit die für die WRRL maßgebenden Kriterien in den Modellen zum Ausdruck kommen und ob die intendierten Verbesserungen des ökologischen Zustandes in den verwendeten Verfahren in Form angemessener Aufwertungspotentiale hinreichend abgebildet werden. Insbesondere bei der Bewertung punktueller und linearer Maßnahmen bestehen erfahrungsgemäß erhebliche Defizite.

4.1 Bewertungsmodelle im Emsgebiet

Im Emsgebiet kommen neben verbal-argumentativen Ansätzen unterschiedliche formale Bewertungsmodelle zum Einsatz (vgl. Kap. 3.1): Das Osnabrücker Modell, die Arbeitshilfe des Niedersächsischen Städtetages und die Arbeitsanleitung der Fachbehörde für Naturschutz. Diese Modelle wurden hinsichtlich ihres Potentials zur Darstellung und Bewertung von Gewässermaßnahmen untersucht.

4.1.1 Übersicht

Die Bewertungsverfahren haben im Rahmen der Eingriffsregelung spezifische Aufgaben wie die Eingriffsbewertung, die Ermittlung von Art und Umfang der Kompensationsmaßnahmen sowie die bilanzierende Gegenüberstellung von Eingriffsfolgen und Kompensationsleistungen zu erfüllen. In der Fachliteratur ist daher auch allgemein von ‚Methodenkonzepten der Eingriffs-Ausgleichs-Bewertung‘ oder verkürzt auch von ‚Bilanzierungsverfahren‘ die Rede.

Die im Emsgebiet angewandten Bilanzierungsverfahren nutzen unterschiedliche Methoden, um die Kompensationsermittlung durchzuführen bzw. sie beruhen auf unterschiedlichen Modellierungskonzepten (vgl. Abbildung 6).

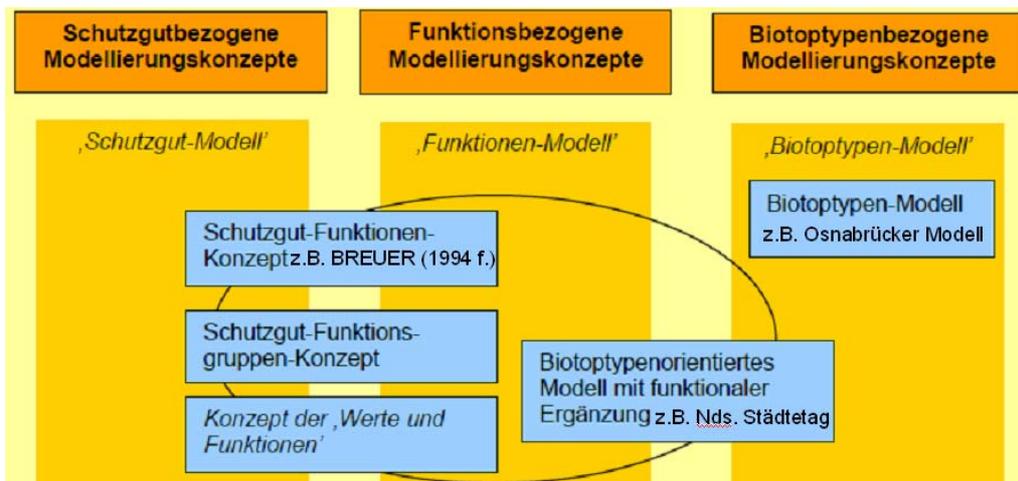


Abbildung 6: Überblick über die Modellkonzepte (nach BRUNS 2007, verändert)

Wesentlicher Punkt bei den Bilanzierungsverfahren ist der Wertträger, mit dessen Hilfe die Bilanzierung erfolgt.

Das Osnabrücker Modell zählt zu den Biotoptypen-Modellen, die inhaltlich durch den angewendeten Biotoptypenschlüssel bestimmt sind. Die Ermittlung des Ausgleichs- und Ersatzbedarfs erfolgt über Biotopwerteinheiten (Biotopwert * Fläche) und die Ermittlung des Aufwertungsfaktors (WE/ha) durch den Vergleich Bestand (WE/ha) – Planung (WE/ha). Die Kompensationsgröße (ha) ergibt sich dann aus dem Wert des Zielbiotops dividiert durch den Aufwertungsfaktor.

Die Arbeitshilfe des Niedersächsischen Städtetages wird ebenfalls zu den Biotoptypen-Modellen gezählt, bietet aber, im Vergleich zum Osnabrücker Modell, noch die Möglichkeit einer funktionalen Erweiterung. Es besteht die Möglichkeit, die Schutzgüter (Boden, Wasser, Klima/Luft, Arten/Lebensgemeinschaften und Landschaftsbild) mit besonderer Bedeutung fallweise verbal-argumentativ ohne numerische Bewertung zu berücksichtigen.

Das Verfahren der Fachbehörde für Naturschutz ermittelt den Eingriff sowohl nach Biotoptypen als auch nach den abiotischen Funktionen (Boden, Wasser, Luft, Arten/Lebensgemeinschaften, Landschaftsbild) und ist daher grundsätzlich in der Lage, das

ökosystemare Funktionsgefüge weitgehend abzubilden. Es findet eine integrierte Betrachtung von Schutzgütern und Wechselbeziehungen statt. Mit dem Modell ist eine umfassende und rechtskonforme Abbildung des Schutzgegenstandes der Eingriffsregelung möglich.

Osnabrücker Modell und Arbeitshilfe des Niedersächsischen Städtetages wurden speziell für den Einsatz in der Bauleitplanung konzipiert. Bei beiden Modellen handelt es sich um standardisierte Bewertungsverfahren von Eingriffen, die auch der Ermittlung und Bewertung von Kompensationsmaßnahmen dienen. Auf Grundlage des Biotoptyps als alleiniger Erfassungs- und Planungsgrundlage werden Landschaftsveränderungen bewertet. Andere Funktionen von Boden, Wasser, Klima, Landschaftsbild werden nicht bzw. nur indirekt berücksichtigt. Es wird davon ausgegangen, dass der biotische Komplex (Tiere, Pflanzen, Biotope) auch abiotische Wert- und Funktionselemente mit allgemeiner Bedeutung am betroffenen Standort indiziert. Durch die Kompensation von eingriffsbetroffenen Biotoptypen (Vegetation) sollen somit auch allgemeine faunistische und abiotische Funktionen (z.B. Boden oder Wasser) ausgeglichen werden.

Diese Verfahren gehen nicht nur von unterschiedlichen Voraussetzungen aus, sondern kommen auch zu abweichenden Ergebnissen. Tabelle 6 ff. zeigt anhand eines Beispiels, wie variabel der Flächenbedarf aus Kompensationsverpflichtungen durch die Anwendung unterschiedlicher Bewertungsverfahren sein kann.

Tabelle 6: Bilanzierungsbeispiel (Bestand: 1,5 ha Eingriffsfläche)

Schutzgut		Osnabrücker Modell	Fachbehörde Naturschutz	Niedersächs. Städtetag
Biotope	0,8 ha Acker (A)	0,6 WE/ha	(AZ) 2	(AZ) 1
	0,1 ha Stillgewässer (SY)	2,5 WE/ha	(SEZ) 4	(SEZ) 5
	0,5 ha Grünland (GI)	1,0 WE/ha	(GIT) 2	(GIT) 2
	0,05 ha Hecke (ZG)	1,5 WE/ha	(HF) 3	(HF) 3
Boden		keine Berücksichtigung	Wertstufe II/III	kein besonderer Schutzbedarf
Wasser		keine Berücksichtigung	Wertstufe II/III	kein besonderer Schutzbedarf
Klima/Luft		keine Berücksichtigung	Wertstufe III	kein besonderer Schutzbedarf
Landschaftsbild		Keine Berücksichtigung	Wertstufe III	kein besonderer Schutzbedarf

Tabelle 7: Bilanzierungsbeispiel (Eingriff)

Schutzgut		Osnabrücker Modell	Fachbehörde Naturschutz	Niedersächs. Städtetag
Biotope	0,8 ha Acker	0,48 WE	0,8 ha A vorher (II) nachher (I) OVW/OEL	8.000 Flächenwert
	0,1 ha Stillgewässer	0,25 WE	0,1 ha SEZ vorher IV ; nachher IV	5.000 Flächenwert
	0,5 ha Grünland	0,5 WE	0,5 ha GIT vorher II; nachher (I) 0,1 PHZ und 0,4 OVW	10.000 Flächenwert
	0,05 ha Hecke	0,075 WE	0,05 ha HF vorher (III); nachher (III)	1500 Flächenwert
Boden		Keine Berücksichtigung	Versiegelung 0,9 ha	Versiegelung 0,9 ha
Wasser		Keine Berücksichtigung	Versiegelung 0,9 ha	Versiegelung 0,9 ha
Klima/Luft		Keine Berücksichtigung	keine Beeinträchtigung	keine Beeinträchtigung
Landschaftsbild		Keine Berücksichtigung	1,4 ha Bebauung, Beseitigung und Umbau Vegetation	1,4 ha Bebauung, Beseitigung und Umbau Vegetation

Tabelle 8: Bilanzierungsbeispiel (Kompensationsdefizit)

Schutzgut		Osnabrücker Modell	Fachbehörde Naturschutz	Niedersächs. Städtetag
Biotope				
Biotope	0,8 ha Acker	0,48 WE Defizit	kein Ausgleich notwendig	8000 (vorher) - 0 nachher (OVW) = 8000
	0,1 ha Stillgewässer	0,25 WE Erhalt Gewässer abzgl. Wertverlust 1,0 WE(ha): 0,150: 0,100 WE Defizit	bleibt erhalten - Kein Ausgleich	5000 (vorher) - 5000 nachher (SEZ) = 0
	0,5 ha Grünland	Defizit: 0,5 WE	kein Ausgleich notwendig	10000 (vorher) - 0 (OVW) 1000 (PHZ) nachher = 9000
	0,05 ha Hecke	0,05 bleibt erhalten abzgl. Wertverlust 0,6 WE/ha: 0,03 WE Defizit	bleibt erhalten - Kein Ausgleich	1500 (vorher) - 1500 nachher = 0

Schutzgut	Osnabrücker Modell	Fachbehörde Naturschutz	Niedersächs. Städtetag
Boden	keine Berücksichtigung	Versiegelung 1,2 x 0,3: 0,36 ha	keine Beeinträchtigung
Wasser	keine Berücksichtigung	Versiegelung 1,2 x 0,3: 0,36 ha	keine Beeinträchtigung
Klima/Luft	keine Berücksichtigung	keine Beeinträchtigung	keine Beeinträchtigung
Landschaftsbild	keine Berücksichtigung	Eingrünung und Durchgrünung Baugebiet	keine Beeinträchtigung

Tabelle 9: Bilanzierungsbeispiel (Kompensationsermittlung)

Schutzgut	Osnabrücker Modell	Fachbehörde Naturschutz	Niedersächs. Städtetag	
Biotope				
Biotope	0,8 ha Acker	0,48 WE: auf Acker (0,6 WE/ha) soll Ruderalfläche (1,6 WE/ha) entstehen: Aufwertungsfaktor 1,0 WE/ha: 0,48:1,0 = 0,48 ha	keine Kompensation	8000 Flächenwert - Entwicklung 2.660 m ² Ruderalflur
	0,1 ha Stillgewässer	0,1 WE: auf Acker (0,6 WE/ha) soll Gewässer (2,0 WE/ha): Aufwertungspotential 1,4 WE/ha: 0,1 : 1,4 = 0,071 ha	keine Kompensation	keine Kompensation
	0,5 ha Grünland	0,7 WE: Intensivgrünland (1,0 WE/ha) soll extensiviert (1,8 WE/ha) werden: Aufwertungspotential 0,8 WE: 0,7 : 0,8 = 0,0874 ha	keine Kompensation	9000 Flächenwert - Extensivgrünland auf 4500 m ²
	0,05 ha Hecke	0,045 WE: auf Acker (0,6 WE/ha) soll neue Hecke (1,3 WE/ha) angelegt werden: Aufwertungsfaktor 0,7: 0,045 : 0,7 = 0,064 ha	keine Kompensation	keine Kompensation
Boden	keine Berücksichtigung	0,36 ha	keine Berücksichtigung	
Wasser	keine Berücksichtigung	Kompensation durch Ausgleichsmaßnahme für Schutzgut Boden	keine Berücksichtigung	
Klima/Luft	keine Berücksichtigung	keine Kompensation	keine Berücksichtigung	
Landschaftsbild	keine Berücksichtigung	keine Kompensation	keine Berücksichtigung	

Tabelle 10: Bilanzierungsbeispiel (Kompensation)

Schutzgut	Osnabrücker Modell	Fachbehörde Naturschutz	Niedersächsischer Städtetag
Biotope	4.800 m ² Ruderalfläche		2.660 m ² Ruderalflur
	710 m ² Anlage Gewässer		
	850 m ² Extensivgrünland		4.500 m ² Extensivgrünland
	640 m ² Anlage Feldhecke		
Boden		3.600 m ² Ruderalfläche	
Wasser			
Klima/Luft			
Landschaftsbild		Durchgrünung Baugebiet	

Auch unter Berücksichtigung subjektiver Unterschiede bei der Bewertung des Bestandes und von Beeinträchtigungen sowie bei der Prognose von Kompensationswirkungen können v.a. folgende Faktoren ursächlich zu unterschiedlichen Ergebnissen führen:

- Die Bewertung der Biotoptypen beim Osnabrücker Modell unterliegt einer Wertfaktorspanne von 1,4 WE/ha bis 0,9 WE/ha in 6 Bewertungsklassen. Der Spielraum der Bearbeiter bei der Bewertung eines Biotoptyps ist hoch.
- Das Städtetag-Modell und das Modell der Fachbehörde gehen zwar von einer gemeinsamen Kartieranleitung aus (DRACHENFELS 2004), die Bewertung der Biotope ist jedoch im Städtetag-Modell modifiziert worden. So wird z.B. der Biotoptyp Acker im Modell der Fachbehörde für Naturschutz im Regelfall der Wertstufe 2 zugeordnet (vgl. BIERHALS et al. 2004), erhält im Modell des Städtetags jedoch die Wertstufe 1, so dass sich dort bei der Durchführung von Kompensationsmaßnahmen auf Ackerflächen zwingend ein höheres Aufwertungspotential ergibt. Die damit erzeugten Lenkungswirkungen erscheinen nicht nur in ökologischer Hinsicht zweifelhaft, sondern dürften auch im Hinblick auf § 15 (3) BNatSchG (ab 01.03.10) kaum Bestand haben.

- Das Osnabrücker Modell hat aufgrund einer eigenen Kartieranleitung andere Biotoptypen im Vergleich zur Kartieranleitung nach DRACHENFELS (2004), die nicht so weit ausdifferenziert ist. So können zum Beispiel Gehölzstreifen als ZG mit 2,5 WE/ha oder WH (2,5 - 3,5 WE/ha) eingestuft werden.
- Die maximale Aufwertbarkeit von Biotoptypen wird im Osnabrücker Modell auf 2,5 WE/ha beschränkt.

Die biotoptypbasierten Modelle erfahren vor allem in Kommunen eine breitere Akzeptanz als Bewertungsverfahren, obwohl erhebliche fachliche und formal-methodische Vorbehalte gegenüber diesen Modellen bestehen. Aufgrund ihrer Komplexitätsreduzierung besitzen diese Modelle vordergründig eine gute Nachvollziehbarkeit. Die funktionalen und räumlichen Zusammenhänge werden aufgrund der geringen Indikationswirkung für abiotische Funktionen allerdings nur mangelnd berücksichtigt. Auch Habitatfunktionen für die Tierwelt können aufgrund des strikten Bezugs auf den einzelnen Biotoptyp nur unzureichend abgebildet werden.

Hinsichtlich der Bilanzierung findet eine fragwürdige Verrechnung von Biotopwerten (ordinale Skalierung) mit Flächengrößen (kardinalen Zahlen) statt. Die Abbildung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes sowie das Landschaftsbild ist als Funktionsausprägung allgemeiner Bedeutung in diesen Verfahren nur hilfsweise über Biotoptypen möglich. Der damit verbundene Informationsverlust ist erheblich. Als Folge muß davon ausgegangen werden, dass zentrale Elemente des Naturschutzrechts mit diesen Modellen in der Eingriffsregelung nicht angemessen behandelt werden. Damit können die Biotoptypenverfahren auch nur eine relative Rechtssicherheit bieten.

Die funktionale Betrachtung aller Schutzgüter sowie die umfassende und rechtskonforme Abbildung des Schutzgegenstandes der Eingriffsregelung ist derzeit nur mit einem schutzgutbasierten Modell möglich, wie z.B. dem der Fachbehörde für Naturschutz.

4.1.2 Modellbedingte Aufwertungsmöglichkeiten

In den Bewertungsmodellen erfolgt die Darstellung von Aufwertungsmöglichkeiten über Zielbiotope, die durch eine Liste der Biotoptypen festgelegt ist. Die Wertigkeit der (Ziel -) Biotope wird durch Wertstufen oder Wertfaktoren bestimmt (vgl. Tabelle 11).

Durch die Vorgabe der Wertigkeiten ist das Aufwertungspotential grundsätzlich begrenzt. So kann z.B. die Entwicklung einer Uferstaudenflur als Zielbiotop im Modell des Städtetages mit der Wertstufe 4 - 5, beim Modell der Fachbehörde für Naturschutz mit Wertstufe 3 - 5 und beim Osnabrücker Modell mit einem Wertfaktor von 1,6 - 2,0 bilanziert werden. Die Spannweiten zeigen u.a., dass die Anwendung der Verfahren mit vertiefter Kenntnis der prognostizierten Biotope und deren Abhängigkeit von Standortfaktoren und Nutzungen verbunden sein muß.

Tabelle 11: Modellabhängige Inwertsetzung von Biotoptypen

Maßnahmenbereich	Biotoptyp		Wertstufen		
			Nieders. Städtetag	Osnabrücker Modell	Fachbehörde
Aue	WH	Hartholzwald	5	2,6 – 3,5 (> 3,5)	5
Aue	WW	Weiden-Auwald	5		5
Aue	WE	Erlen-Eschenwald	5	2,6 – 3,5 (> 3,5)	5
Aue/Ufer	BA	Weidengebüsch	4 - 5	-	3 - 5
Aue/Ufer	BN	Moor- und Sumpfbüsch	5	-	4 - 5
Ufer	BR	Ruderalbüsch	2 - 3	-	2 - 3
Ufer	HN	Naturnahes Feldgehölz	4	1,3 - 2,5	3 - 4
Ufer	HF	Feldhecke	2 - 3	1,3 - 2,5	3 - 4
Ufer/Gewässer	NS	Seggen-, Binsen- und Hochstauden-Sumpf	5	2,6 - 3,5	5 (4)
Ufer/Gewässer	NR	Landröhricht	5	-	3 - 5
Ufer/Gewässer	NU	Uferstaudenflur	4 - 5	1,6 - 2,0	3 - 5
Ufer/Gewässer	NP	Pioniervegetation (wechsel-) nasser Standorte/ vegetationsarmer Bereiche	3 (5)	1,6 - 2,0	3 - 5
Gewässer	FF	Naturnaher Fluß	5	1,3 - 3,5 (> 3,5)	5
Gewässer	FG	Graben	2 - 4	1,0 - 2,0	2 - 4

Maßnahmenbereich	Biotoptyp		Wertstufen		
			Nieders. Städtetag	Osnabrücker Modell	Fachbehörde
Gewässer	FK	Kanal	2 - 3	1,0 - 2,0	2 - 4
Gewässer	FW	Flußwatt	5		4 - 5
Gewässer	FB	Naturnaher Bach	5	1,3 - 3,5 (> 3,5)	5
Gewässer	FZ	Ausgebauter Fluß	2 - 4	-	1 - 4
Gewässer	FX	Ausgebauter Bach	0 - 4	1,3 - 3,5 (> 3,5)	1 - 3 (4)
Gewässer	FY	Fließgewässer mit gefährdeten Arten	-	+/- 2,0	-

Anhand der folgenden Tabellen sollen einige Aufwertungsbeispiele im Hinblick auf verschiedene Bewertungsansätze erläutert werden:

Tabelle 12: Inwertsetzung ausgewählter Gewässerbiotope

Maßnahmenbereich	Biotoptyp		Wertstufen		
			Nieders. Städtetag	Osnabrücker Modell	Fachbehörde
Gewässer	FF	Naturnaher Fluß	5	1,3 - 3,5 (> 3,5)	5
Gewässer	FX	Ausgebauter Bach	0 - 4	1,0 - 2,0	1 - 4
Gewässer	FK	Kanal	2 - 3	1,0 - 2,0	2 - 4
Gewässer	FG	Graben	2 - 4	1,0 - 2,0	2 - 4
Gewässer	FW	Flußwatt	5	-	4 - 5
Gewässer	FB	Naturnaher Bach	5	1,3 - 3,5 (> 3,5)	5
Gewässer	FZ	Mäßig ausgebauter Flußunterlauf mit Tideeinfluß	2 - 4	-	1 - 4

Mit dem Osnabrücker Modell kann ein naturnaher Flußlauf (FF, 1,3 WE/ha) durch Maßnahmen zu einem naturnahen Flußlauf (FF, max. 2,5 WE/ha) aufgewertet werden. Das Aufwertungspotential liegt bei 1,2 WE/ha.

Nach den Modellen des Niedersächsischen Städtetages und der Fachbehörde für Naturschutz kann ein mäßig ausgebauter Fluß (FZM, Wertstufe 3) durch Verbesserungsmaßnahmen zum naturnahen Fluß (FF, Wertstufe 5) entwickelt werden. Das Aufwertungspotential würde in diesem Falle 2 Wertstufen betragen. Generell würden Gewässermaßnahmen nur über einen höherwertigen Biotoptyp darzustellen sein.

Das Aufwertungspotential des Biotoptyps FZT (Wertstufe 4, wie z.B. der Unterlauf der Leda) läge bei der Entwicklung zum Biotoptyp FFM (Wertstufe 5) bei nur 1 Wertstufe. Die Aufwendungen, um dieses Ziel erreichen zu können, wären jedoch enorm hoch und kostenintensiv und stünden nicht in angemessenem Verhältnis zum relativ geringen Aufwertungsumfang.

Bei einem für das Emsgebiet typischen ausgebauten Gewässer, das z.B. als FXS (stark ausgebauter Bach) mit der Wertstufe 2 zu belegen wäre, wäre eine Aufwertung zum naturnahen Bach (FB) mit einer maximalen Aufwertung um 3 Wertstufen möglich. Die künstlichen Gewässer (FG) könnten je nach vorhandener Ausgangswertigkeit um max. 2 Wertstufen aufgewertet werden. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass eine derart naturnahe Ausprägung der Gewässer im Emsgebiet in den meisten Fällen nicht möglich ist. Gerade die großflächige Ausweisung als erheblich veränderte Gewässer verdeutlicht diese Problematik.

Bei den vorgenannten Aufwertungsbeispielen wird davon ausgegangen, dass die Gewässerentwicklungsmaßnahmen einen neuen Biotoptyp entstehen lassen. Bei lokal begrenzten Maßnahmen wird jedoch in der Regel kein neuer Biotoptyp des Wasserkörpers entstehen. Der Einbau von Kiesstrecken/-bänken, Totholz oder sonstige Vitalisierungsmaßnahmen, die keinen höherwertigen Biotoptyp zur Folge haben, sind somit schwer bzw. gar nicht mit den biotopbasierten Bewertungssystemen angemessen darzustellen.

Gewässermaßnahmen, die eine positive Auswirkung auf nur einzelne Qualitätskomponenten der WRRL haben (z.B. Fische oder Makrozoobenthos) können systembedingt

ebenfalls nicht ausreichend dargestellt werden, solange nicht gefährdete Arten beteiligt sind.

4.1.3 Die Bedeutung der Modellfaktoren „Schutzgut Wasser“ und „Gewässer-Lebensgemeinschaften“

Das Schutzgut Wasser findet im Osnabrücker Modell keine bzw. nur eine indirekte Berücksichtigung. Als biotoptypenbezogenes Modell verwendet es vereinfachend den Biotoptyp, der gleichzeitig die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts abbilden soll.

Im Modell des Niedersächsischen Städtetages werden das Schutzgut Wasser und limnische Lebensgemeinschaften berücksichtigt, sofern ein besonderer Schutzbedarf im Rahmen eines Eingriffs ermittelt wird. Dieser besondere Schutzbedarf ist durch Analyse der Einzelfunktionen darzulegen, um daraus verbal besondere Ausgleichsmaßnahmen abzuleiten.

Die Empfehlungen der Fachbehörde für Naturschutz sehen grundsätzlich eine Erfassung und Bewertung des gesamten Schutzgutspektrums auf der Basis eines Schutzgut-Modells vor. Das Schutzgut Wasser wird hier explizit untersucht und bewertet. Auf der Ebene der Flächennutzungs- und Bebauungsplanung sind Informationen über das Schutzgut Wasser einzuholen, die auch Daten über Gewässermorphologie und Wasserkörper beinhalten. Oberflächengewässer werden auch als Biotoptypen „Fließgewässer und Stillgewässer“ unter dem Schutzgut Arten/Lebensgemeinschaften erfasst und bewertet. Bei Vorliegen entsprechender Informationen sind auch umfangreiche biologische Sonderuntersuchungen vorzunehmen.

Die biologischen Qualitätskomponenten gemäß WRRL (Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna, Fischfauna), die die ökologische Qualität der Gewässer bestimmen, haben für die o.g. Bewertungsverfahren keine explizite Bedeutung und werden als Einzelparameter im Regelfall auch nicht betrachtet werden.

4.1.4 Zusammenfassung

Das Aufwertungspotential innerhalb der untersuchten Bewertungsverfahren ist mit 1 - 3 Wertstufen nicht sehr hoch, d.h. das Kosten-Nutzen-Verhältnis von Maßnahmen zur Gewässerentwicklung ist innerhalb der Eingriffsregelung derzeit eher gering.

Um Maßnahmen trotzdem an Gewässer zu lenken, bedürfte es zusätzlicher Anreize, wie z. B. durch die Inwertsetzung besonderer Funktionen für den Artenschutz und das Landschaftsbild.

Die Wirksamkeit der Gewässermaßnahmen für die Qualitätskomponenten der WRRL sind in den o.a. Modellen nur indirekt über die Bewertungskriterien der einzelnen Wertstufen darstellbar. Das Verbesserungspotential der verschiedenen Qualitätskomponenten ist allenfalls summarisch darstellbar. Die einzelnen Qualitätskomponenten sind nicht differenziert abzubilden.

Aufgrund der ungenauen Wahrnehmung von Gewässerfunktionen bestehen zudem erhebliche Zweifel, dass mit Hilfe der o.a. Modelle Aufwertungen des Wasserkörpers adäquat darzustellen sind.

Die untersuchten Bewertungsmodelle sind hinsichtlich ihres Aufwertungspotentials für Gewässermaßnahmen nur beschränkt verwendbar. Zur Inwertsetzung von Gewässermaßnahmen könnten Zusatzmodelle hilfreich sein, die in der Lage wären, die postulierten positiven Wirkungen von Gewässermaßnahmen angemessen abzubilden und zu bewerten.

4.2 Weitere Bewertungsmodelle

Von den weiterhin bekannt gewordenen Verfahren erscheinen drei Ansätze besonders hervorhebenswert, da die Frage der Gewässerrenaturierung bei der Modellentwicklung im Mittelpunkt stand.

4.2.1 Numerische Bewertung von Biotoptypen

In Nordrhein-Westfalen werden im Rahmen der Eingriffsregelung nach dem Landschaftspflegegesetz verschiedene formalisierte, numerische Bewertungsverfahren (ADAM, NOHL & VALENTIN 1986, ARGE EINGRIFF - AUSGLEICH 1994 und LUDWIG 1991) angewandt. Gemeinsam ist diesen Bewertungsverfahren, dass sie auf eine verbal-argumentative, qualitative Bewältigung von Eingriffen in den Naturhaushalt und das Landschaftsbild sowie der Kompensation abstellen. Darüber hinaus beinhalten die Bewertungsverfahren zur Ermittlung der Lebensraumfunktion formalisierte, numerische Wertverfahren, die dem quantitativen rechnerischen Nachweis der Kompensation dienen.

2007 wurden die Biotoptypenlisten der o.g. Verfahren mit dem Ziel der landesweiten Harmonisierung der Biotoptypen und ihrer Wertvorschläge aufgrund der Änderungen in der Eingriffsregelung des Landschaftspflegegesetzes NRW (LANUV 2008) fortgeschrieben. Darüber hinaus werden ergänzende Hinweise zur Bewertung und Anwendung der Biotopwertliste bei der Ermittlung von Eingriff und Kompensation in den Bereichen Wald, Fließgewässer, Nassabgrabung und Bergbau formuliert.

Zur Berücksichtigung der WRRL wurde in Ergänzung und Operationalisierung des LANUV-Verfahrens in Bezug auf Maßnahmen an Fließgewässern und in Auen eine neue Anleitung (MUNLV 2009) entwickelt, die einfach zu handhabende und fachlich belastbare Schnittstellen für die Integration der erarbeiteten Berechnungsmodelle in andere numerische Bewertungsverfahren darstellt. Ziel dieser Arbeitsanleitung ist es, Gewässermaßnahmen angemessen, transparent und einheitlich bewerten zu können. Dabei wird auf fließgewässer- und auenspezifische funktionale Aspekte Bezug genommen (z.B. Verbesserung/Wiederherstellung des Längskontinuums, Minderung von Rückstauwirkungen durch Querbauwerke, Verbesserung der Dynamik der Fließgewässer und Verbesserung der Überflutungssituation).

Als Anreiz für die Realisierung entsprechender Gewässermaßnahmen wird mit sogenannten Bonusfaktoren gearbeitet. So wird zum Beispiel beim Umbau eines Querbauwerks der Zielwert des Biotoptyps mit dem Faktor 2 berechnet und mit der Bauwerksfläche multipliziert. Bei positiven Veränderungen im ober- und unterstromigen Gewässerlauf kann noch ein weiterer Bonusfaktor von 0,2 mit der entsprechenden Fläche berechnet werden (vgl. Abbildung 7).

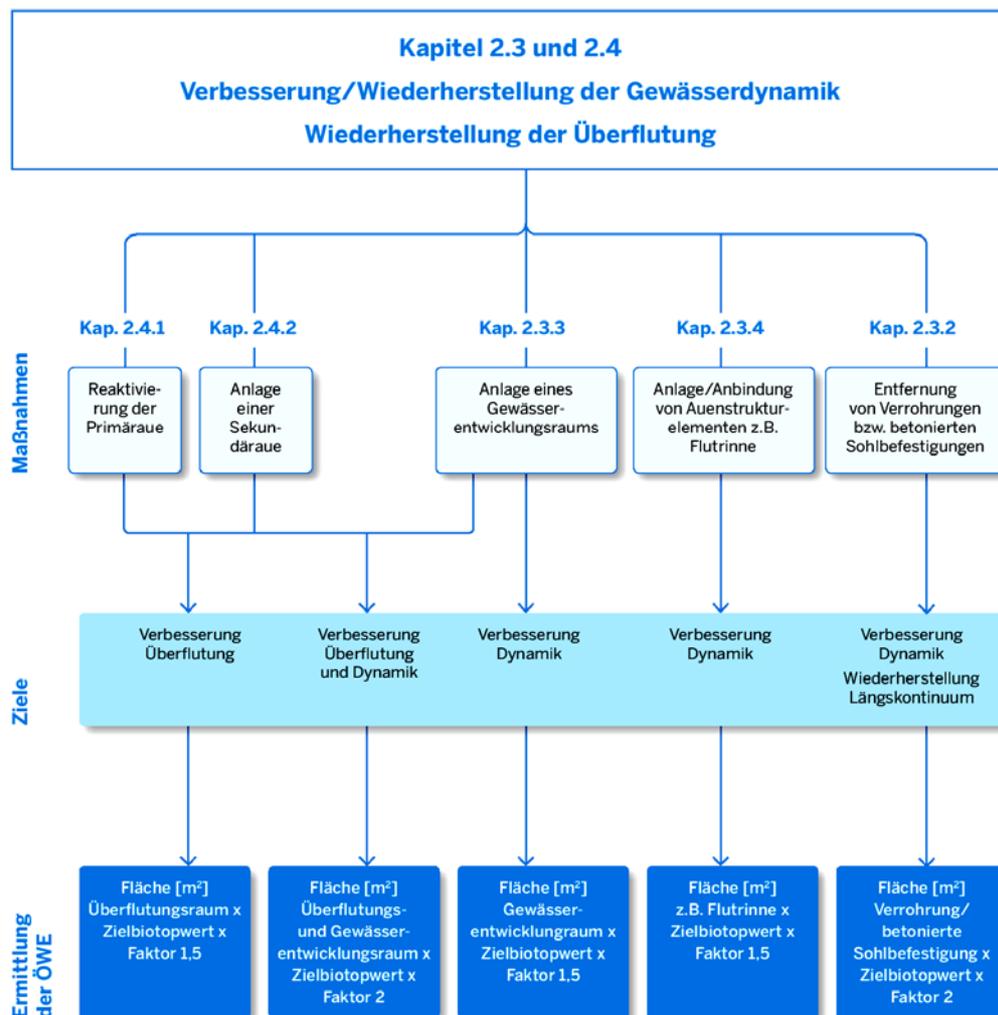


Abbildung 7: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Herleitung ökologischer Werteinheiten (ÖWE) (MUNLV 2009)

Weitere Maßnahmen wie die Herstellung eines Gewässerentwicklungsraumes, Anbindung von Flutrinnen, Anlage einer Primär/Sekundäraue werden entsprechend mit dem Zielwert und dem Faktor 1,5 belegt und mit der Fläche (m²) multipliziert (vgl. Abbildung 8).

Die Integration dieses Berechnungsmoduls in die in NRW angewandten numerischen Bewertungsverfahren erfolgt über definierte Schnittstellen, wobei die definierten Bonusfaktoren mit Flächenbezug entweder unverändert für die Verfahren gelten oder die Boni angepasst werden.

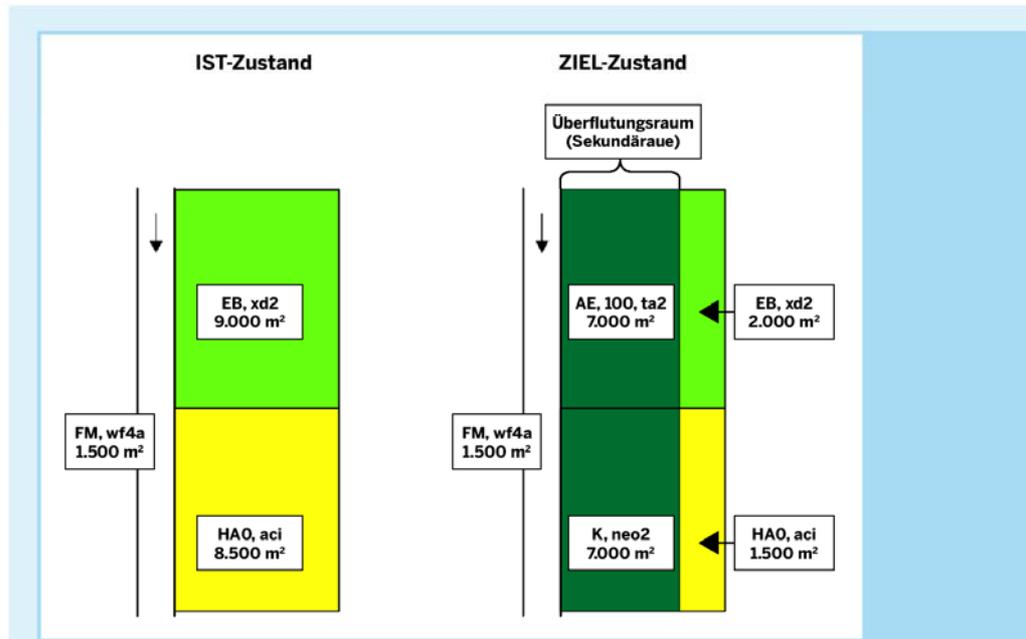


Abbildung 21: Anlage einer Sekundärräue (hier: ohne Gewässer-Neutrassierung) am Beispiel eines kleinen Fließgewässers

IST-Zustand				ZIEL-Zustand					
Biotop-typ	Fläche [m²]	Biotop-wert	ÖWE	Biotop-typ	Fläche [m²]	Ziel-wert	Faktor/Bonus	Zielwert inkl. F/B	ÖWE
EB, xd2	9.000	3	27.000	EB, xd2 (außerhalb Überflutungsraum)	2.000	3	/	3	6.000
				AE, 100, ta2 (innerhalb Überflutungsraum)	7.000	7	x 1,5	10,5	73.500
HAO, aci	8.500	2	17.000	HAO, aci (außerhalb Überflutungsraum)	1.500	2	/	2	3.000
				K, neo2 (innerhalb Überflutungsraum)	7.000	5	x 1,5	7,5	52.500
FM, wf4a	1.500	5	7.500	FM, wf4a	1.500	5	/	5	7.500
Summe:	19.000		51.500		19.000				142.500
Kompensation:									91.000

Abbildung 8: Bilanzierung der Anlage einer Sekundärräue (MUNLV 2009)

4.2.2 Entfernung von Wehranlagen zur Schaffung der Durchgängigkeit in Fließgewässern

Im Jahr 2001 hat die öKon GmbH für den Wasserverband Obere Lippe ein themenspezifisches Biotopwertverfahren entwickelt, das den Veränderungsgrad der Biotopfunktion des Fließgewässers bei der Entfernung von Wehranlagen ermittelt. Die Entfernung solcher Anlagen stellt eine anerkannte ökologische Aufwertung eines Fließgewässers dar, deren Biotoppotential jedoch aufgrund fehlender Bewertungsverfahren nicht adäquat ermittelt werden konnte (MIOGA 2002).

Als Flächengrundlage für die landschaftsökologische Bilanz wird eine aquatische Beeinträchtigungszone ermittelt. Sie ergibt sich aus der Addition von

- verbauter Grundfläche (m²) des Wehrs,
- oberstromiger Veränderung des Fließgewässers und
- unterstromiger Veränderung des Fließgewässers

und wird in der Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung mit den Faktoren Absturzhöhe und Lage im Einzugsgebiet multipliziert.

Methodische Grundlage für die Bewertung der betroffenen Biotoptypen ist das Bewertungsverfahren von LUDWIG (1991), das themenspezifisch ergänzt und erweitert wurde. Weitere Funktionen wie Boden, Wasser, Klima, Landschaftsbild, Freiraum und Erholung werden bei dieser Methode nicht berücksichtigt. Die folgende Abbildung zeigt die Berechnung der ökologischen Wertsteigerung nach diesem Biotopwertverfahren.

Kurzcharakteristik										
Kurzbeschreibung	verbreiteter Sohlabsturz, Fließenergiebrecher unterschiedlicher Breite und Höhe, unbeweglich, starr									
Oberstromige Gewässerbreite (m)	2 m									
Unterstromige Gewässerbreite (m)	2 m									
Kolk (künstlich entstanden)	---									
Verbaute Fläche (m ²)	19 Bauelemente à 1,0 x 1,0 m (1 m ²) = 19 m ²									
Rückstauwirkung (m)	keine									
Länge des veränderten Abflusses (m)	1 m									
Absturzhöhe (m)	1 m									
Lage im Einzugsgebiet	quellnah									
Ermittlung der BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE										
Querbauwerk (m ²)	+	Rückstau (m ²)	+	unterstromige Fließveränderung (m ²)	x	Absturzhöhe (Faktor)	x	Lage im Einzugsgebiet (Faktor)	=	BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE, gesamt (m ²)
19		---		2		4		1		84
Das Querbauwerk hat eine BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE von 84 m ² .										
Anrechenbare Wertsteigerung										
heutiger Biotoptyp (Ökologischer Wert)	Biotopwert (heute)	Biotoptyp nach 25-30 Jahren	Biotopwert (zukünftig)	Wertzuwachs	Fläche (m ²)	Fläche x Wertzuwachs				
Niederungsbach, eutroph, stark ausgebaut (FS331)	16	Niederungsbach, eutroph, nicht ausgebaut (FS31)	29	13	84	1.092				
Für die Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit wird rechnerisch eine <u>ökologische Wertsteigerung von 1.092 Wertpunkten</u> erreicht.										

Abbildung 9: Berechnungsbeispiel Entfernung eines Sohlabsturzes (aus: MIOGA 2002)

Im Sinne von externen Kompensationspools bzw. Ökokonten können die durch das Biotopwertverfahren ermittelten Wertpunkte anderen Eingriffen als Ausgleich zugeordnet und zur Verfügung gestellt werden. Durch die damit verbundene Kostenzuordnung lässt sich nach MIOGA (2002) unabhängig von Drittmitteln die Entfernung von Wehranlagen kostenneutral finanzieren.

4.2.3 Verfahren zur Bewertung von Kompensationsmaßnahmen an Fließgewässern im Rhein-Sieg-Kreis

Der Aggerverband und der Rhein-Sieg-Kreis haben ein „Verfahren zur Bewertung von Kompensationsmaßnahmen an Fließgewässern“ (AGGERVERBAND 2008) erarbeiten lassen. Darin enthalten ist ein Anforderungskatalog für die fließgewässerspezifische und regionaltypische Aktualisierung und Differenzierung des Biotopwertverfahrens nach LUDWIG (1991), der als „Arbeitshilfe“ für die Planungspraxis dienen soll. Die Vorgaben der Eingriffsregelung nach dem Landschaftspflegegesetz NRW (Vermeidung, funktionaler Ausgleich, Artenschutz) bleiben davon unberührt und sind nach den einschlägigen Regelwerken zu beachten. Die Bewertung der Eingriffe und der Kompensation werden nach dem landesweit eingeführten Verfahren (LUDWIG 1991) ermittelt.

Die Arbeitshilfe weist eine 3-stufige Vorgehensweise zur Ermittlung der ökologischen Aufwertung von Fließgewässern auf. Zentraler Bestandteil ist eine tabellarische Darstellung der Beurteilung und Bewertung einzelner Maßnahmentypen. Im ersten Schritt erfolgt eine Maßnahmenbewertung nach dem Biotopwertverfahren nach LUDWIG (1991). Zu jeder Maßnahme werden die gewässerökologischen Wirkungen, der Ausgangszustand des Gewässerbiotopkomplexes und der zu erreichende Zielzustand beschrieben. Auf Grundlage dieser Angaben wird die räumliche Wirksamkeit und Bewertung der Maßnahme ermittelt und angegeben. Zusätzlich werden Habitatstrukturen aufgeführt, für die sich gegebenenfalls weitere Aufwertungen durch besondere faunistische Funktionen ergeben können (vgl. folgende Abbildungen).

Berechnung nach altem Ansatz

Biototypenbewertung (z.B. 30 Punkte)

Vollkommenheits-/Dynamikbewertung
(z. T. nicht vergeben)

Faunabewertung (nicht vergeben)

Berechnung nach neuem Ansatz

Biototypenbewertung
(z.B. 25 Punkte)

Vollkommenheitsbewertung
(Dynamik, Strahlwirkung z.B. 3 Punkte)

Faunabewertung
(z.B. Koppe, Eisvogel etc. 1,5 Punkte)

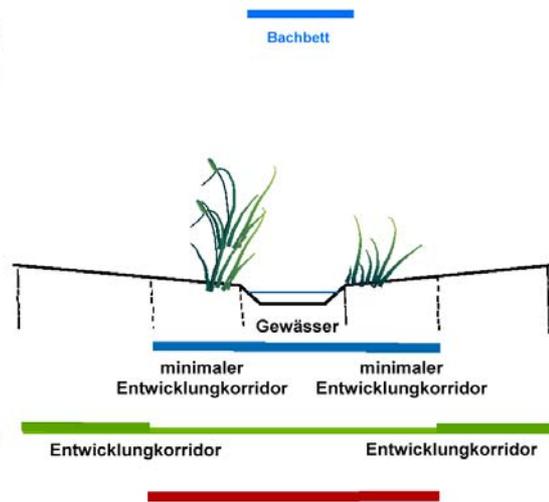


Abbildung 10: Modellansatz des Aggerverbandes

Ist-Zustand

2 m breiter, 300 m langer naturferner Bach (FR 33 16 P): 2*300*16	=	9.600 P
9 m breite terr. Uferstreifen mit <i>Schultererlen</i> (AX11/HP 5: 13) = 9*300*13	=	35.100 P
Summe	=	44.700 P

Zielzustand alter Ansatz

2 m breiter, 300 m langer naturnaher Bach (FR31 26 P) 2*300*26	=	15.600 P
9 m breiter Uferstreifen m. Ufergehölz/Uferhochst. (BE3/CG1): 9*300*20	=	54.000 P
Summe Biotopkombination	=	69.600 P
Vollkommenheit (1 P. *3.300 m²)	=	3.300 P
Summe (69.600 + 3.300)	=	72.900 P
Wertzuwachs alter Ansatz 28.200 P.		

Zielzustand neuer Ansatz (EK: Entwicklungskorridor)

11 m breiter, 300m langer (3300 m²) minim. EK als verzahnt. Biotopkomplex aus 4 m breit. <i>dominierendem</i> dyn. Bach u. 7 m dyn. Ufergehölz: 26 P	=	85.800 P
Vollkommenheit (gewichteter Mittelwert für Dynamik im min. EK (11 m) und Strahlwirkung rechts (5 m); 16 m * 300 m * 4,4 P.	=	21.120 P
Fauna: 11 m breiter, 300 m langes Habitatkomplex für definierte Bachvögel u. -fische: 2 P *3.300 m²	=	6.600 P
Summe Biotopkomplex	=	113.520 P
Wertzuwachs neuer Ansatz 68.820 P.		

Abbildung 11: Praxisbeispiel (AGGERVERBAND 2008)

4.3 Beispielhafte Vergleichsanwendung

Zur Verdeutlichung der praktischen Bedeutung der angesprochenen Ansätze und Restriktionen von Bewertungsmodellen werden die im Emsgebiet hauptsächlich verwendeten Verfahren vergleichend praktisch angewendet. Hierbei steht das zu erzielende Aufwertungspotential im Mittelpunkt der Betrachtung. Die fachlichen Schwerpunkte und Besonderheiten der einzelnen Modelle werden im Hinblick auf die Vergleichbarkeit stark verkürzt dargestellt bzw. ganz ausgeblendet.

4.3.1 Projektbeispiel Brualer Schloot

Der Brualer Schloot, ein kleiner Moor-Kanal (Biototyp FKK) liegt an der südlichen Grenze des Landkreises Leer und ist eines der vielen künstlichen Gewässer in der FGE Ems. Er wurde 1938 als Moorentwässerungsgraben ausgehoben. Im Rahmen eines Gewässerentwicklungsplanes sind verschiedene Maßnahmen entwickelt worden, die anhand einer Beispielsrechnung untersucht werden:

- Gehölzstreifen,
- Sukzessionsflächen,
- Flachwasserzonen
- Böschungsabflachungen
- Grünlandextensivierung

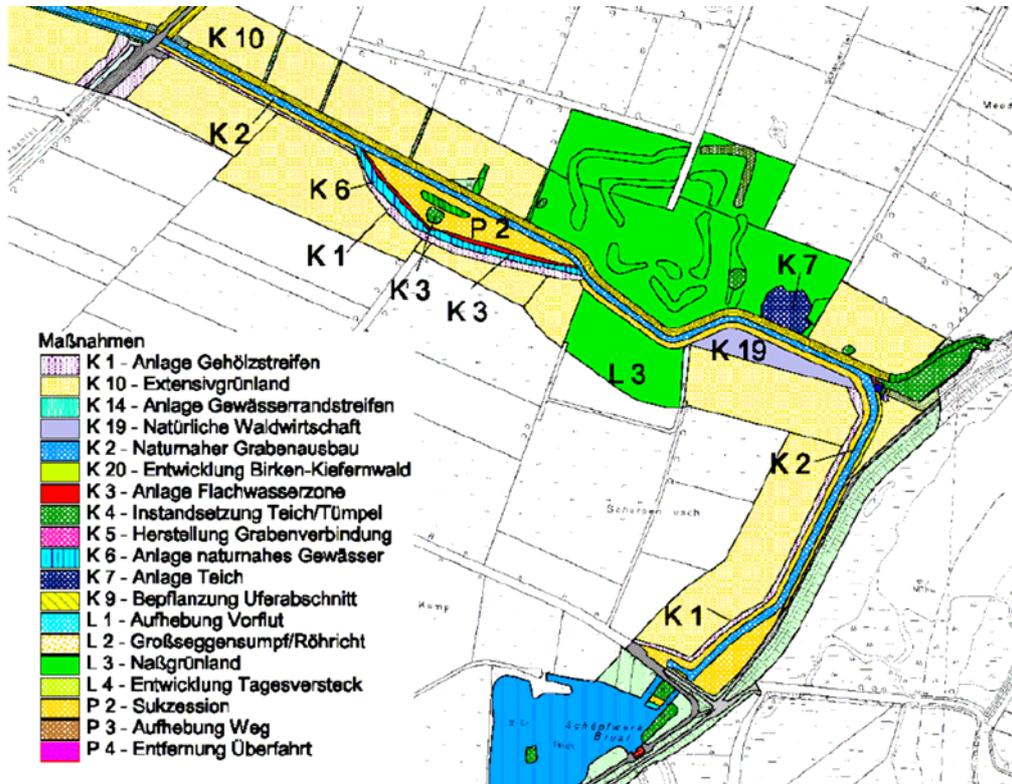


Abbildung 12: Gewässerentwicklungsplan Brualer Schloot (Ausschnitt, ecoplan 2002)

Der Umgestaltungsbereich hat eine Größe von ca. 3,5 ha und die betroffene Gewässerslänge beträgt 1,7 km.

Im 1. Schritt wird je nach Methodik des Bewertungssystems die Wertigkeit des Bestandes ermittelt (vgl. Tabelle 13).

Tabelle 13: Projektbeispiel Brualer Schloot (Bestandsbewertung)

Bestand		Bestandsbewertung					
		Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell	
Biotop	ha	Wertstufe	ha	Wertfaktor	Flächenwert	Wertfaktor/ha	Werteinheit (WE)
A	0,574	WS 2	0,574	WF 1	0,57	0,6	0,34
A	0,257	WS 2	0,257	WF 1	0,25	0,6	0,15
A	0,106	WS 2	0,106	WF 1	0,10	0,6	0,06
A	0,174	WS 2	0,174	WF 1	0,17	0,6	0,10
BNR (BF)	0,010	WS 4	0,010	WF 5	0,05	2,0	0,02
GIH	0,513	WS 2	0,513	WF 3	1,53	1,0	0,513
GIH	0,465	WS 2	0,465	WF 3	1,39	1,0	0,465
GIH	0,458	WS 2	0,458	WF 3	1,37	1,0	0,458
GIH	0,142	WS 2	0,142	WF 3	0,42	1,0	0,142
GIH	0,043	WS 2	0,043	WF 3	0,12	1,0	0,043
GIH	0,235	WS 2	0,235	WF 3	0,70	1,0	0,235
UHM (UR)	0,50	WS 3	0,50	WF 3	1,50	1,7	0,85
STZ (SS)	0,046	WS 3	0,046	WF 2	0,092	1,5	0,069
Summe	3,52		3,52		8,26		3,45

Im nächsten Schritt erfolgt die Ermittlung des Aufwertungspotentials anhand der Wertigkeiten der Zielbiotope (vgl. Tabelle 14).

Tabelle 14: Projektbeispiel Brualer Schloot (Aufwertungspotential)

Bestand	Aufwertungspotential							
			Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell	
Biotop	Zielbiotop	Fläche (ha)	Wertstufe	ha	Flächenwert	Restwert	Wertigkeit (WE)	Restwert
A	HN/HF (ZF)	0,574	1 WS	0,574	1,72	1,15	1,43	1,09
A	FGR	0,257	1 WS	0,257	0,77	0,52	0,51	0,36
A	NS,NU,NP (NS)	0,106	2 WS	0,212	0,42	0,32	0,26	0,2
A	UHM/UHF/BR/BA (UR)	0,174	1 WS	0,174	0,52	0,35	0,34	0,24
BNR (BF)	NS/NU/NP(NS)	0,010	0 WS	0	0,04	- 0,01	0,025	0,005
GIH	GMF	0,513	2 WS	1,026	1,53	0	1,02	0,5
GIH	HN/HF (ZF)	0,465	1 WS	0,465	1,39	0	1,16	0,69
GIH	UHM/UHF/BR/BA (UR)	0,458	1 WS	0,458	1,37	0	0,91	0,45
GIH	FGR	0,142	1 WS	0,142	0,42	0	0,28	0,13
GIH	NS/NU/NP (NS)	0,043	2 WS	0,086	0,17	0,05	0,107	0,06
GIH	UHM/UHF/BR/BA (UR)	0,235	1 WS	0,235	0,70	0	0,47	0,23
UHM (UR)	NRG/NSG/BN (NU)	0,50	1 WS	0,50	2,5	1,0	1,0	0,15
STZ (SS)	SEZ (SS)	0,046	1 WS	0,046	0,23	0,13	0,09	0,01
Summe		3,52		4,17		3,51		4,12
Wert/ha				1,18		0,99		1,17

Die höchsten Aufwertungspotentiale bzw. die höchsten Aufwertungskoeffizienten ergeben sich rechnerisch bei diesem Beispiel mit dem Osnabrücker und dem Modell der Fachbehörde Naturschutz. Das Aufwertungspotential beim Städtetag fällt in der Bilanz insgesamt niedriger aus. Das hängt mit der Ausgangsbewertung für den Biotop GIH (Wertfaktor 3) zusammen, die im Vergleich zum Verfahren der Fachbehörde Naturschutz (Wertstufe 2), höher liegt und somit in diesem Fall kein Aufwertungspotential bietet.

In der Tabelle 15 wird der Wasserkörper des Brualer Schloots (FKK) aufgrund der positiven Maßnahmeneffekte für die Biozönose (Laichmöglichkeiten, Flachwasserzonen, vergrößerte Röhrichfläche etc.) mit in die Bilanzierung aufgenommen. Es wird dabei nur die halbe Gewässerbreite berücksichtigt, da im Beispiel nur eine einseitige Renaturierung vorgesehen war.

Tabelle 15: Projektbeispiel Brualer Schloot (Aufwertungspotential incl. Wasserkörper)

Bestand	Entwicklungsziel	Aufwertungspotential						
		Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell		
Biotop	Zielbiotop	Fläche (ha)	Wertstufe	ha	Flächenwert	Restwert	Wertigkeit (WE)	Restwert
A	HN/HF (ZF)	0,574	1 WS	0,574	1,72	1,15	1,43	1,09
A	FGR	0,257	1 WS	0,257	0,77	0,52	0,51	0,36
A	NS,NU,NP (NS)	0,106	2 WS	0,212	0,42	0,32	0,26	0,2
A	UHM/UHF/BR/BA (UR)	0,174	1 WS	0,174	0,52	0,35	0,34	0,24
BNR (BF)	NS/NU/NP(NS)	0,010	0 WS	0	0,04	- 0,01	0,025	0,005
GIH	GMF	0,513	2 WS	1,026	1,53	0	1,02	0,5
GIH	HN/HF (ZF)	0,465	1 WS	0,465	1,39	0	1,16	0,69

Bestand	Entwicklungsziel		Aufwertungspotential					
			Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell	
Biotop	Zielbiotop	Fläche (ha)	Wertstufe	ha	Flächenwert	Restwert	Wertigkeit (WE)	Restwert
GIH	UHM/UHF/BR/BA (UR)	0,458	1 WS	0,458	1,37	0	0,91	0,45
GIH	FGR	0,142	1 WS	0,142	0,42	0	0,28	0,13
GIH	NS/NU/NP (NS)	0,043	2 WS	0,086	0,17	0,05	0,107	0,06
GIH	UHM/UHF/BR/BA (UR)	0,235	1 WS	0,235	0,70	0	0,47	0,23
UHM (UR)	NRG/NSG/BN (NU)	0,50	1 WS	0,50	2,5	1,0	1,0	0,15
STZ (SS)	SEZ (SS)	0,046	1 WS	0,046	0,23	0,13	0,09	0,02
FKK (FK)	FKK (FK)	1,29	1 WS	1,29	3,87	0	2,58	1,29
Summe		4,81		5,46		3,51		5,41
Wert/ha				1,55		0,99		1,53

Die Berücksichtigung des Wasserkörpers hat beim Osnabrücker Modell und dem der Fachbehörde für Naturschutz zu einem höheren Aufwertungsumfang geführt.

- Umgerechnet auf die Größe der Ausgangsfläche ergibt sich beim Modell der Fachbehörde für Naturschutz ein Aufwertungspotential von 1,9 ha im Vergleich zu 0,65 ha im Beispiel ohne die Berücksichtigung des Gewässers.
- Beim Osnabrücker Modell ist ein Wertzuwachs von 5,41 WE im Vergleich zu 4,12 WE im vorherigen Beispiel zu verzeichnen.

Beim Modell des Städtetags hat sich das Aufwertungspotential nicht verändert; der Aufwertungskoeffizient von 0,99 ist gleich geblieben. Mit diesem Modell erfolgt durch die Einbeziehung der Wasserfläche keine zusätzliche Aufwertung, da für den (nicht veränderbaren) Biotoptyp FKK ein fester Wertfaktor (WF 3) vorgegeben ist, der kein weiteres Aufwertungspotential zulässt.

Beim Osnabrücker Modell können die Gewässermaßnahmen, die einen neuen Biotoptyp entstehen lassen, entsprechend der Fläche mit 1,0 bis 1,5 WE/ha aufgewertet werden.

Die Bewertung nach der Arbeitshilfe der Fachbehörde für Naturschutz lässt eine Aufwertung des Brualer Schlootes als FKK von der Wertstufe 2 auf Wertstufe 3 bis 4 je nach prognostizierter Positivwirkung der Maßnahmen zu.

4.3.2 Projektbeispiel Rückverlegung linker Ledadeich zwischen Ubbehäusen und Potshausen

Im folgenden Beispiel wird der Aufwertungsumfang einer Ausdeichung an der Leda mit der Entwicklung von tidedynamischen, naturnahen Sukzessionsflächen und der Anlage von Gewässerrandstreifen bilanziert. Die Projektfläche beträgt ca. 3,7 ha und die Uferlänge 5,1 km.

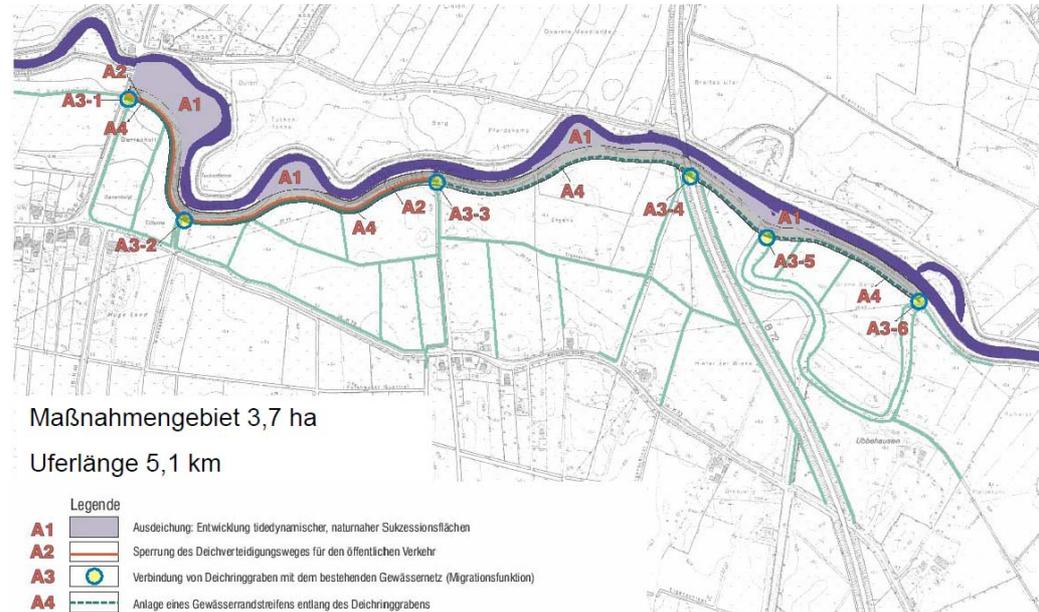


Abbildung 13: Lage des Projektgebiets

Tabelle 16: Projektbeispiel Leda (Bestandsbewertung)

Bestand		Bestandsbewertung					
		Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell	
Biotop	ha	Wertstufe	ha	Wertfaktor	Flächenwert	Wertfaktor/ha	Werteinheit (WE)
FGZ	0,02	WS 2	0,02	WF 2	0,04	1,3	0,026
GFF	0,02	WS 4	0,02	WF 5	0,1	1,8	0,036
GIF	0,30	WS 2	0,3	WF 2	0,6	1,4	0,42
GIT	1,64	WS 2	1,64	WF 2	3,28	1,3	2,13
GMF	0,90	WS 3	0,90	WF 3	2,7	1,8	1,62
HFS	0,01	WS 3	0,01	WF 3	0,03	1,8	0,018
HN	0,07	WS 3	0,07	WF 4	0,28	2,0	0,14
NRG	0,05	WS 4	0,05	WF 5	0,25	1,7	0,085
NRS	0,17	WS 4	0,17	WF 5	0,85	1,8	0,30
NSR	0,08	WS 4	0,08	WF 5	0,4	1,8	0,144
NUT	0,01	WS 4	0,01	WF 5	0,05	1,8	0,018
OVW	0,43	WS 1	0,43	WF 0	0,0	0,1	0,043
URF	0,03	WS 3	0,03	WF 3	0,09	1,8	0,054
Summe	3,73		3,73	3,38	8,67	1,56	5,03

Bei dieser Modellrechnung entsteht bei den Modellen Städtetag und Fachbehörde für Naturschutz das höchste Aufwertungspotential. Das geringe Aufwertungspotential beim Osnabrücker Modell liegt in der Beschränkung des Aufwertungsfaktors auf max. 2,5 WE/ha begründet, während das Zielbiotop FWO in den anderen Modellen mit Wertstufe/Wertfaktor 5, der höchsten Kategorie, belegt werden konnte.

Tabelle 17: Projektbeispiel Leda (Aufwertungspotential)

Bestand	Aufwertungspotential							
	Biotop	Zielbiotop	Fläche (ha)	Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell
Wertstufe				ha	Flächenwert	Restwert	Werteinheit (WE)	Restwert
FGZ	FWO	0,02	3 WS	0,06	0,1	0,06	0,05	0,024
GFF	FWO	0,02	1 WS	0,02	0,1	0	0,05	0,014
GIF	FWO	0,30	3 WS	0,9	1,5	0,9	0,75	0,33
GIT	FWO	1,64	3 WS	4,92	8,2	4,92	4,1	1,97
GMF	FWO	0,90	2 WS	1,8	4,5	1,8	2,25	0,63
HFS	FWO	0,01	2 WS	0,02	0,05	0,02	0,025	0,007
HN	FWO	0,07	2 WS	0,14	0,35	0,07	0,175	0,035
NRG	FWO	0,05	1 WS	0,05	0,25	0	0,125	0,04
NRS	FWO	0,17	1 WS	0,17	0,85	0	0,425	0,125
NSR	FWO	0,08	1 WS	0,08	0,40	0	0,2	0,056
NUT	FWO	0,01	1 WS	0,01	0,05	0	0,025	0,007
OVW	FWO	0,43	4 WS	1,72	2,15	2,15	1,075	1,032
URF	FWO	0,03	2 WS	0,06	0,15	0,06	0,075	0,021
Summe		3,73		9,95		9,98		4,29
Wert/ha				2,66		2,67		1,15

Tabelle 18 zeigt die Bilanzierung unter Berücksichtigung des Gewässers. Es wurde die nur halbe Gewässerbreite bzw. $\frac{1}{4}$ der Gewässerfläche in die Bilanzierung aufgenommen, da aufgrund unveränderter Uferbefestigungen nur Teilaufwertungen durch die Maßnahmen zu prognostizieren waren.

Tabelle 18: Projektbeispiel Leda (Aufwertungspotential incl. Wasserkörper)

Bestand	Aufwertungspotential							
	Biotop	Zielbiotop	Fläche (ha)	Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell
Wertstufe				ha	Flächenwert	Restwert	Werteinheit (WE)	Restwert
FGZ	FWO	0,02	3 WS	0,06	0,1	0,06	0,05	0,024
GFF	FWO	0,02	1 WS	0,02	0,1	0	0,05	0,014
GIF	FWO	0,30	3 WS	0,9	1,5	0,9	0,75	0,33
GIT	FWO	1,64	3 WS	4,92	8,2	4,92	4,1	1,97
GMF	FWO	0,9	2 WS	1,8	4,5	1,8	2,25	0,63
HFS	FWO	0,01	2 WS	0,02	0,05	0,02	0,025	0,007
HN	FWO	0,07	2 WS	0,14	0,35	0,07	0,175	0,035
NRG	FWO	0,05	1 WS	0,05	0,25	0	0,125	0,04
NRS	FWO	0,17	1 WS	0,17	0,85	0	0,425	0,125
NSR	FWO	0,08	1 WS	0,08	0,40	0	0,2	0,056
NUT	FWO	0,01	1 WS	0,01	0,05	0	0,025	0,007
OVW	FWO	0,43	4 WS	1,72	2,15	2,15	1,075	1,032
URF	FWO	0,03	2 WS	0,06	0,15	0,06	0,075	0,021
FTZ	FFM	0,39	1 WS	0,39	1,95	0,39	0,97	0,27
Summe		4,12		10,34		10,37		4,56
Wert/ha				2,77		2,78		1,22

Die Berücksichtigung des Gewässers in der Bilanzierung hat bei allen Modellen nur zu einer geringen Erhöhung des Aufwertungskoeffizienten von 0,07 bis 0,11 gegenüber den vorherigen Berechnungen ergeben. Dies erscheint angesichts der örtlichen Bedingungen und der erheblichen hydraulischen Vorbelastung des Gewässers als angemessene Wiedergabe erzielter Wirkungen.

Hinsichtlich des Modellvergleichs ist zu berücksichtigen, dass das Modell der Fachbehörde für Naturschutz neben dem berechneten Biotoppotential in diesem Beispiel auch umfassende Aufwertungen der Schutzgüter Boden, Wasser und Landschaftsbild differenziert abzubilden vermag.

Insgesamt sind die mit der Maßnahme erzielten Aufwertungspotentiale so gering, dass eine Realisierung als externe Kompensationsmaßnahme gegenüber Maßnahmen in Land-Ökosystemen kaum attraktiv gewesen wäre. Die Umsetzung dieser Maßnahme ist nur erfolgt, weil sich zusätzliche positive Wirkungen für eine Deichbaumaßnahme ergeben haben.

4.4 Einschätzung

Die Anforderungen an die untersuchten Bewertungsverfahren ergeben sich aus zahlreichen rechtlichen, fachlichen und administrativen Anforderungen. Für die Fragestellung wesentliche Aspekte sollen im Folgenden betrachtet werden.

4.4.1 Rechtssicherheit

Als Bestandteil von Planungs- und Entscheidungsprozesses, die die rechtsstaatlichen Prinzipien befolgen müssen, sind Bewertungen im Rahmen der Eingriffsregelung bestimmten Regeln unterworfen (vgl. Kap. 4.1.5).

So besteht Begründungsbedarf für die Auswahl der Einzelelemente einer naturschutzfachlichen Bewertungsmethode; diese sollen die gesetzlichen Oberbegriffe des Naturschutzrechts „vollständig und in angemessener Gewichtung repräsentieren“ (MARTICKE 1996, 21). Leisten die Verfahren dies nicht, indem sie zum einen etwa eine (Vorab-) Gewichtung der eingestellten Kriterien vornehmen oder erlauben, dass bestimmte Messgrößen im Einzelfall völlig außer acht bleiben, laufen sie nach MARTICKE (1996, 28) grundsätzlich Gefahr, dass die gesetzlichen Oberbegriffe Naturhaushalt und Landschaftsbild nicht mehr angemessen repräsentiert sind.

Zum Naturhaushalt gehören im Detail alle Schutzgüter gemäß § 1 BNatSchG. Diese müssen im Sinne der Rechtssicherheit in der Eingriffsregelung neben dem Landschaftsbild und in zunehmendem Umfang auch der Biodiversität vollständig abgebildet werden können.

Nach EISSING & LOUIS (1996) ist eine abschließende Beurteilung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes in seiner Funktion als Lebensraum (allein durch Biotoptypen) regelmäßig nicht möglich, da Biotoptypen nur unzureichend mit Lebensraumfunktionen korrelieren. Auch die abiotischen Komponenten des Naturhaushaltes (Boden, Wasser, Luft/Klima) sind schutzgutspezifisch zu erheben. In jedem Fall reicht es nicht aus, ausschließlich Arten- und Biotopschutzpotential zu erheben, da damit die volle Bandbreite der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes nicht abgedeckt wird. Vor diesem Hintergrund sind nur mit dem Modell der Fachbehörde für Naturschutz die gesetzlichen Ziele und Vorgaben einzuhalten.

Die Biotoptypenmodelle sind aufgrund fehlender Indikationswirkung für abiotische Funktionen sowie der unzureichenden Berücksichtigung faunistischer Belange nicht geeignet, die Anforderungen an die Eingriffsregelung vollständig zu erfüllen. Sie repräsentieren nur einen Teil der zu betrachtenden Rechtsgüter. Mit der Novelle des BNatSchG ist v.a. hinsichtlich der Biodiversität ein erheblicher Ergänzungsbedarf bei diesen Verfahren zu rechnen.

Nach BIERHALS (2000) war die unzureichende Berücksichtigung von Artenvorkommen, Landschaftsbild oder Bodeneigenschaften bei Erfassung und Bewertung sowie bei Vermeidung, Abwägung und Planung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen die wesentliche Entscheidungsgrundlage in verschiedenen Urteilen zur Anwendung der Eingriffsregelung.

4.4.2 Validität und fachliche Nachprüfbarkeit

In ökologisch orientierten Planungen treffen handlungs- bzw. entscheidungsorientierte Bewertungsvorgänge und sachwissenschaftliche Bewertungsvorgänge zusammen. Im Unterschied zur Wissenschaft sind Bewertungen in der Planung auf die Vorbereitung von Entscheidungen über Handlungsoptionen ausgerichtet. Insofern enthalten planerische Bewertungen (im Gegensatz zu rein fachwissenschaftlichen Bewertungen) immer auch Wertprädikate bzw. Normsetzungen (BRUNS 2007). Transparenz und Nachvollziehbarkeit sowie fachliche Validität sind Anforderungen, die der Entscheidungs- und Handlungslegitimation dienen und eine weitgehende Akzeptanz gewährleisten sollen.

Die fachliche Angemessenheit und Aussagefähigkeit von Biotopwertverfahren „an sich“ hängt wesentlich von dem zugrunde liegenden Biotoptypenschlüssel ab.

Zum einen unterscheiden sich die in den Biotoptypenlisten der untersuchten Modelle erfaßten Einheiten hinsichtlich ihres Differenzierungsgrades und der verwendeten Typisierungsmerkmale. Dies hat vor allem die Vergleichbarkeit der Biotoptypenliste des Osnabrücker Modells mit der Biotoptypenliste nach DRACHENFELS (2004), die in den anderen

zwei Modellen angewendet wird, erschwert. In der Neufassung des Osnabrücker Modells ist in dieser Hinsicht jedoch eine Anpassung vorgesehen.

Zum anderen findet im Rahmen der Biotoptypenbewertung oft eine methodisch unzulässige Verknüpfung ordinaler Werturteile zu einem quasikardinalen Gesamtwert (Punkte, Wertstufen) sowie die Verknüpfung der quasikardinalen Werturteile mit Flächengrößen statt.

Biotopwertverfahren sehen in der Regel keine Wirkungsabschätzung auf Ebene der sachlichen Zustandsbeschreibung vor. Diese wird durch Wertvergleiche (Wertstufe vor bzw. nach Eingriff sowie vor bzw. nach Kompensation) ersetzt. Differenzierte Darstellungen von Wirkfaktoren und die Abbildung komplexer Wirkungsgefüge und Wirkpfade finden meist nicht statt.

Die Eingriffsschwere wird durch die Differenz der naturschutzfachlichen Wertigkeit in Verbindung mit der Flächengröße des betroffenen Biotops/ Biotoptyps ausgedrückt. Wenn auf die Darstellung des Sachbezugs verzichtet wird, entstehen aus solchen Wertgleichungen ‚inhaltsleere‘ Wertgegenüberstellungen.

Mit einer ‚Wertgleichung‘ auf Basis von Biotoptypen können nur solche Beeinträchtigungen kompensationswirksam abgebildet werden, die zu Veränderungen der Werteinstufung von Biotoptypen führen. Veränderungen ohne unmittelbare Rückwirkung auf die Bedeutungseinstufung oder Merkmale der Objektebene, wie z. B. die Beeinträchtigung räumlicher Lagebeziehungen durch Zerschneidung, Barriereeffekte oder Isolation, bleiben unberücksichtigt, wenn sie nicht gesondert erfaßt werden.

Abgesehen von bewertungsmethodischen Defiziten ist es nach BRUNS (2007) u.a. die Unvollständigkeit des ‚Biotoptypenmodells‘ als Sachmodell zur Abbildung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes, die die Anwendung dieser Verfahren einschränkt. Daher sollte sich die Anwendung *reiner* Biotopwertverfahren aufgrund der eingeschränkten Indikatorfunktion auf einfache Fälle in Bereichen mit lediglich allgemeiner Bedeutung der Werte und Funktionsausprägungen beschränken. Je ähnlicher sich beeinträchtigte und durch Maßnahmen aufzuwertende Funktionen sind und je homogener die Struktur des Eingriffsraums ist, desto eher sind Biotopwertverfahren als Beurteilungsgrundlage ausreichend.

Biotopwertverfahren wie das Osnabrücker Modell und das des Nds. Städtetags sind vornehmlich *flächenbezogene* Ansätze. Alle räumlich verortbaren, flächenhaften Beeinträchtigungen sind damit darstellbar, ebenso alle ebensolchen Kompensationsleistungen. Punkt- bzw. linienhafte Eingriffe (z. B. Gewässerausbau) bzw. Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes sowie eben solche Aufwertungen sind schwer abzubilden. Die Integration nicht-flächenbezogener Aspekte in die Kompensationsermittlung kann nur ergänzend und argumentativ erfolgen.

4.4.3 Berücksichtigung der WRRL-Biokomponenten

Die untersuchten Biotopwertverfahren beinhalten einen vereinfachten Verfahrensansatz. Die Vereinfachung beruht zum einen auf der Verwendung von Biotoptypen als Komplexindikatoren sowie auf dem weitgehenden Verzicht auf eine kausalanalytische bzw. wirkfaktorenbezogene Operationalisierung der Wirkungsabschätzung. Somit wird das Schutzgut Wasser nicht separat betrachtet und auch die biologischen Qualitätskomponenten der WRRL werden nicht als Einzelparameter berücksichtigt. Die ökologische Qualität der Gewässer, die u.a. durch die o.g. Qualitätskomponenten bestimmt wird, hat in den untersuchten Bewertungsverfahren keine bewertungsimmanente Bedeutung.

Das Modell der Fachbehörde für Naturschutz sieht grundsätzlich eine Erfassung und Bewertung des Schutzgutes Wasser vor. Dabei können bedarfsweise Daten über Gewässermorphologie und Gewässergüte ermittelt und bewertet werden. Spezifische Lebensraumfunktionen der Oberflächengewässer können bei der Analyse von Biotoptypen erfaßt werden.

4.4.4 Aufwertungspotential von Gewässermaßnahmen

Die untersuchten Biotopwertverfahren können Aufwertungsmöglichkeiten von Gewässermaßnahmen nur anhand eines neu geschaffenen Biotoptyps über eine Höherklassifizierung dieses Biotoptyps darstellen. Bewertungsspielräume innerhalb von Biotoptypen bestehen nur in engen Grenzen.

Es besteht somit ein enger Flächenbezug. Punktuelle Maßnahmen und solche, die auf den Wasserkörper beschränkt sind, können nicht adäquat abgebildet werden. Dies betrifft in besonderem Maße auch die Abbildung sog. Strahlwirkungen im weiteren Verlauf des Gewässersystems, da die Systemgrenzen kaum beschrieben werden können und die Quantifizierung der prognostizierten Effekte wissenschaftlich kaum begründbar ist.

Des Weiteren ist das Aufwertungspotential von Bewertungsverfahren durch das begrenzte Klassifizierungssystem (5 Wertstufen) oder zusätzliche Regulative (z.B. max. 2,5 WE/ha bei neu entwickelten Biotopen) beschränkt. Diese in vielfältiger Hinsicht sinnvollen Systemgrenzen wirken sich bei anspruchsvollen, kleinflächigen oder gar punktuellen Maßnahmen jedoch nachteilig auf das Kosten-Nutzen-Verhältnis im Vergleich mit anderen Vorhabentypen aus. Zur adäquaten Inwertsetzung von Gewässermaßnahmen bedarf es daher zusätzlicher Vereinbarungen, die in der Lage wären, positive Wirkungen von Gewässermaßnahmen abzubilden und zu bewerten.

4.5 Zusammenfassung

Über die gängigen Modelle der Eingriffs- und Ausgleichsbilanzierung erfahren Maßnahmen der Gewässerentwicklung derzeit keine „attraktive“ Bewertung und werden somit im Rahmen der Eingriffskompensation weitgehend gemieden. In den Landkreisen werden „eigene praxisnahe“ Methoden zur Inwertsetzung von Maßnahmen angewandt, da zur Zeit keine geeigneten Bewertungsansätze für Gewässermaßnahmen im Untersuchungsraum vorliegen.

Neben fachlichen Methoden werden in den untersuchten Landkreisen auch Methoden angewandt, die im Falle der Ausgleichsabgabe auf einen ökonomischen (monetären) Kompensationsausgleich abzielen. Die Monetarisierung erfolgt dabei durch die Zuordnung von Geldbeträgen, Werteinheiten oder Flächeneinheiten im Rahmen von Flächenpools. Die Höhe der Kosten pro Werteinheit ist dabei in den Landkreisen sehr unterschiedlich.

MIOGA (2003) ermittelt anhand der „Entfernung eines Absturzes“ an der Elbe die erreichbaren Werteinheiten und setzt sie mit den dafür notwendigen Kosten ins Verhältnis. Aufgrund der hohen Anzahl erreichbarer Werteinheiten fällt diese Maßnahme vergleichsweise günstig aus und liegt deutlich unter den durchschnittlichen Kosten anderer Maßnahmen, da hier auch keine Kosten für Grunderwerb anfielen.

Damit wird die Diskrepanz zwischen den Gewässermaßnahmen deutlich: Sie sind nicht alle gleich teuer und haben unterschiedlich hohe positive Auswirkungen, die nicht über einen „Einheitspreis“, eine „Werteinheit oder eine Flächeneinheit zu beziffern sind. SCHEUER (2008) kommt daher zu der Einschätzung, dass eine pauschale Kostenvorgabe (€/Ökopunkt bzw. m²) kaum seriös wäre, da die Kosten-Wert-Indices verschiedener Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen sowohl innerhalb einer Maßnahmenart als auch zwischen verschiedenen Maßnahmenarten sehr große Spannen in den Kosten je Ökopunkt zeigen.

Es liegen somit Hinweise dafür vor, dass ein Teil der verwendeten Modelle weder hinreichend rechtskonform sind, noch zu plausiblen Ergebnissen führt. Ein hohes Maß an Zufall und Ermessen bei der Ermittlung von Kompensationskosten, die in Zusammenhang mit der WRRL eingesetzt werden sollten, erscheint jedoch als Bewertungsgrundlage nicht dauerhaft tragfähig.

Im Hinblick auf die hohen und differenzierten Qualitätsmaßstäbe der WRRL ist ferner zu berücksichtigen, dass die betrachteten Biotopwertmodelle nicht in der Lage sind, die Ziele und Kriterien der WRRL zu erfassen. Eine angemessene Inwertsetzung bei Kompensationsmaßnahmen erscheint somit ausgeschlossen.

5 Eigenschaften limnischer Systeme und deren Wahrnehmung in der Bewertungspraxis

Die Analyse der vorliegenden Bewertungsverfahren im Hinblick auf die Anwendbarkeit an Fließgewässern hinterlässt grundlegende Zweifel an deren Eignung für die spezifischen Fragestellungen. Die zentrale Frage ist deshalb, ob und in welchem Maße die für die ökologischen Funktionen von Gewässern wesentlichen Parameter in den Modellen erfasst werden und inwieweit somit auch Aufwertungsmaßnahmen abzubilden wären. Hierzu sollen einige Gewässerparameter näher betrachtet und im Hinblick auf ihre Abbildung in Bewertungsverfahren beurteilt werden.

Die Darstellung geht dabei von der Vermutung aus, dass insbesondere Fließgewässer sich aufgrund ihrer räumlich-zeitlichen Dimension und der damit verbundenen Dynamik nur schwerlich mit weitgehend statisch ausgerichteten Modellen erfassen lassen. In weit höherem Maße als alle terrestrischen Ökosysteme unterliegen Fließgewässer einem beständigen Wandel. Sie müssen deshalb primär als vierdimensionales System begriffen werden (vgl. z.B. JUNGWIRTH et al. 2003: 263). Damit zeigt sich ein gravierender Widerspruch zu den gängigen Bewertungsverfahren, die auf einer weitgehend zweidimensionalen Reduzierung des Landschaftshaushaltes basieren.

Es ist nicht Ziel, die ökologischen Bedingungen in Fließgewässern im Folgenden erschöpfend oder nur annähernd systematisch zu beschreiben. Vielmehr werden nur einige Aspekte beispielhaft beleuchtet, die den Blick auf die vermuteten blinden Flecke der Bewertungspraxis freilegen sollen.

5.1 Fließgewässer als Linien in der Landschaft?

Gerade kleinere Fließgewässer wurden auch wissenschaftlich lange nur als lineare Systeme wahrgenommen und behandelt (vgl. JUNGWIRTH et al. 2003). Dies ist auch heute noch nachvollziehbar, wenn z.B. aktuelle Satellitenbilder oder sogar Luftbilder betrachtet werden (vgl. Abbildung 14).

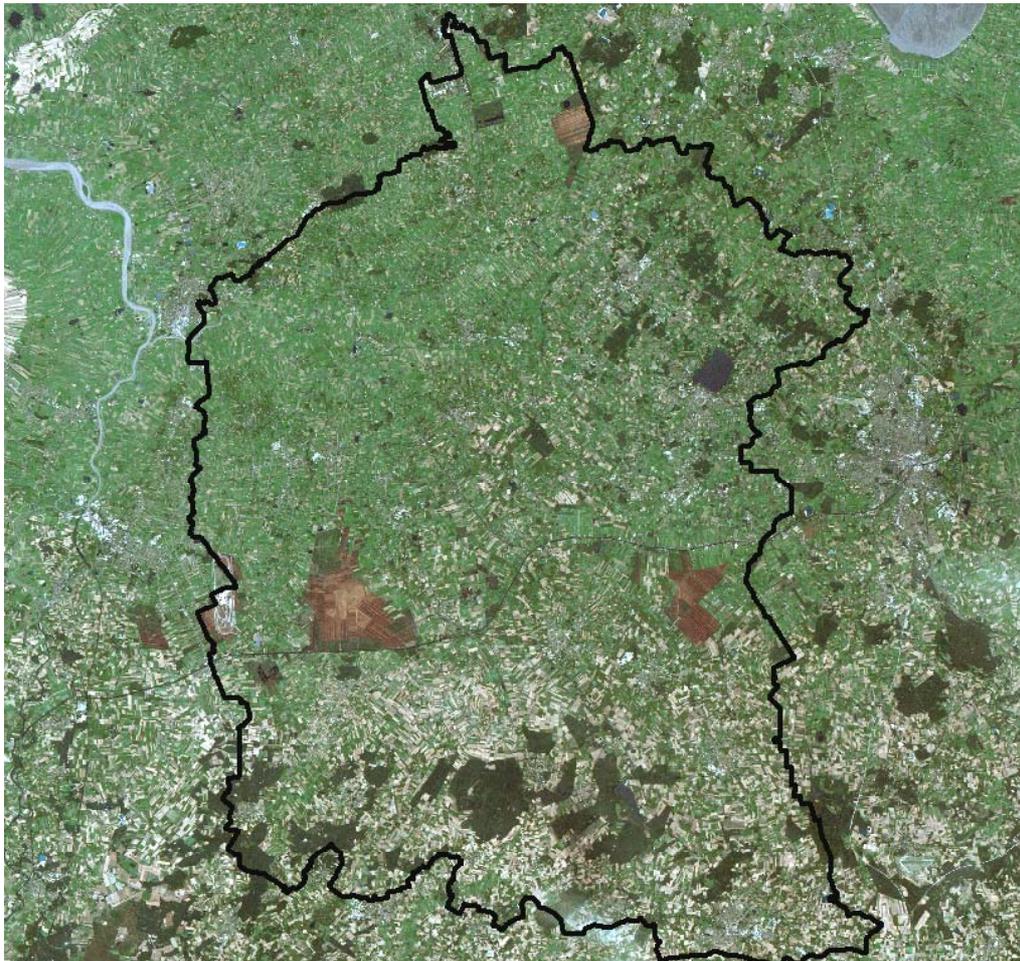


Abbildung 14: Satellitenbild des Leda-Jümme-Gebiets [Google-Earth]

Außer einigen Hauptgewässern fallen Fließgewässer nicht ins Auge. So bleibt der weitaus größte Teil der Gewässer, die das Emsgebiet zweifellos in besonderem Maße prägen, in dieser Perspektive bei erster Annäherung völlig unsichtbar.

Bemerkenswert ist in dem Zusammenhang auch, dass die Bestandserfassung der WRRL wie auch die offiziellen Gewässerverzeichnisse nur Daten über die Gewässerslänge, nicht jedoch über deren Fläche oder gar die Wasservolumina vorhalten. Die Reduktion auf den ökologisch weniger bedeutsamen, aber einfach zu erfassenden Parameter der Länge findet auch gegenwärtig noch statt.

Die Unvereinbarkeit der tatsächlichen Verhältnisse mit den überwiegend zweidimensional ausgerichteten Planungsinstrumenten des Naturschutzes ist insofern vorprogrammiert.

Am Beispiel des reduzierten Gewässernetzes im Leda-Jümme-Gebiet (vgl. Abbildung 15) können die damit verbundenen Diskrepanzen verdeutlicht werden:

- Die Hollener Ehe, ein Nebengewässer der Jümme, weist bei einer Länge von 14,8 km eine mittlere Wasserfläche von ca. 12,3 ha auf (Basis DGK 5)
- Die wesentlich breitere Jümme weist auf gleicher Gewässerslänge eine Fläche von ca. 42 ha auf.

Allerdings verfügt die Hollener Ehe – anders als die eng bedeckte Jümme – in ihrem Einzugsgebiet mit allen kleineren Zuflüssen und Gräben über eine Gewässerfläche von ca. 41 ha. Die Information über die Länge des Hauptgewässers wie auch über dessen Fläche kann also nur näherungsweise Aussagen über dessen ökologische Funktion beinhalten.

Gleichwohl ist die Länge von Fließgewässern vor allem im Vergleich zu vielen terrestrischen Biotopelementen durchaus eine bemerkenswerte Größe. Selbst das reduzierte Gewässernetz des Leda-Jümme-Gebiets gehört mit einer Gesamtlänge von ca. 900 km zu den bedeutendsten linearen Biotopstrukturen des Gebiets.

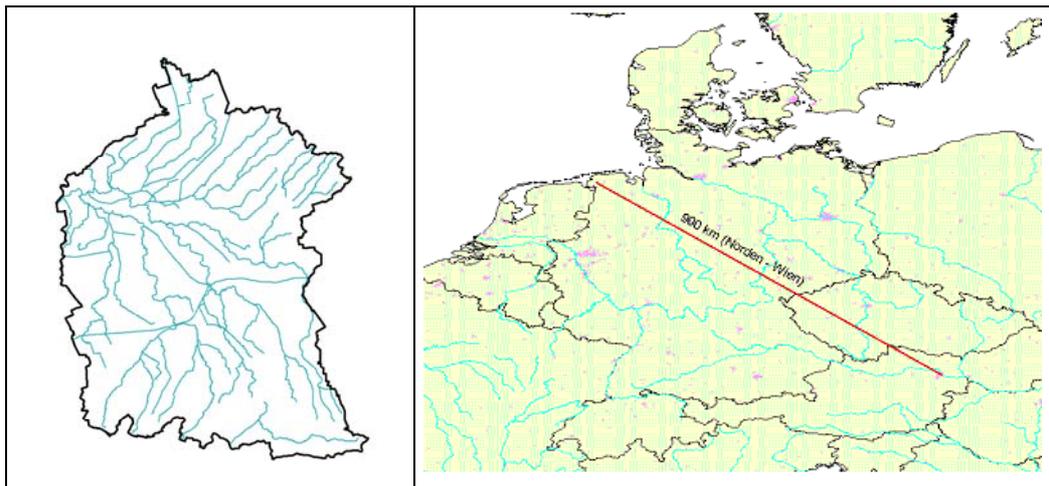


Abbildung 15: Reduziertes Gewässernetz der WRRL im Leda-Jümme Gebiet (links) und dessen Gesamtlänge (rechts)

5.2 Fließgewässer als Netzwerk

Mit der erheblichen Gesamtlänge der Fließgewässer geht eine enorme Vernetzungsfunktion einher. Kaum ein anderes Biotopelement ist in der Landschaft so weit verzweigt und erreicht so viele andere Lebensräume. Fließgewässer stellen insofern auch Bindeglieder zwischen anderen – möglicherweise sogar fragmentierten – Lebensräumen dar.

Eine beispielhafte Analyse von drei ostfriesischen Untersuchungsgebieten zeigt, dass das gesamte Gewässernetz große Gebietsteile miteinander vernetzt. Bereits innerhalb von ca. 150 m Entfernung zu den Fließgewässern befinden sich mehr als 50 % der gesamten Landfläche. Mehr als 90 % der Fläche der Gebiete liegt nicht weiter als ca. 350 m von den Gewässern entfernt. Die Bedeutung der Fließgewässer für die biozönotische Vernetzung ist somit offensichtlich. Ohne diese linearen Strukturen wären Biotopverbünde nicht funktionsfähig.

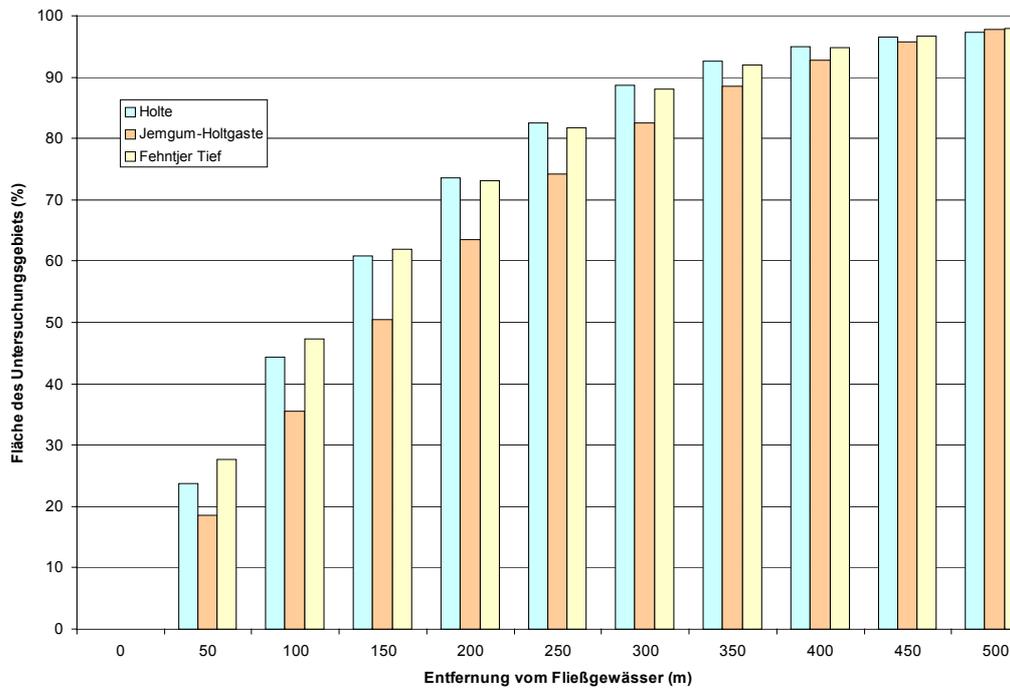


Abbildung 16: Anteil der Landfläche im Gewässernahbereich in drei Untersuchungsgebieten

In diesem Zusammenhang ist auch darauf zu verweisen, dass alle terrestrischen Lebensräume durch Verkehrswege, Besiedlung oder spezifische Nutzungen einer Zersplitterung unterliegen, die für Lebensgemeinschaften durch Isolation von Teilpopulationen oft gravierende Folgen hat.

Einzig Fließgewässer unterliegen dieser Einschränkung nicht. Auch wenn Düker, Brückendurchlässe, Wehre, Schleusen, Schöpfwerke usw. oft erhebliche Hindernisse in der Durchgängigkeit darstellen können, ist mit dem Wasserabfluß auch ein Organismenaustausch sowie Stofftransport in mehr oder minder großem Umfang möglich. Damit weisen Fließgewässer auch in dieser Hinsicht ein Alleinstellungsmerkmal auf, das eine schematische Bewertung in Biotopmodellen ausschließen sollte.

5.3 Randeffekte

Mit der weiträumigen Einbindung der Fließgewässer in die Landschaft ist zwangsläufig die Ausprägung von sehr langen Uferlinien verbunden. Eine beispielhafte Auswertung von Biotopkartierungen in Ostfriesland zeigt, dass Fließgewässer im Vergleich zu allen sonstigen (terrestrischen) Biotopen ein Mehrfaches an Randzonen aufweisen (vgl. Tabelle 19).

Diese Grenze zwischen terrestrischen und limnischen Systemen stellt – selbst wenn sie in der Kulturlandschaft oft ohne relevante amphibische Bereiche ausgeprägt ist – eine in sich stark gegliederte Kontaktzone dar, in der zahlreiche wichtige Gewässerfunktionen zu lokalisieren sind. Diese Bereiche sind für den Materialtransport, den Stoffhaushalt, die Wassergüte (Selbstreinigung) und Lebensgemeinschaften von hoher Bedeutung. Wesentlich ist ferner, dass die Ufer-„linie“ in Abhängigkeit von Wasserständen nicht eindeutig zu bestimmen ist, sondern einer saisonalen Dynamik unterliegt.

Mit diesen Eigenschaften bildet das Gewässerufer ein typisches Saumbiotop („Ökoton“²), das neben den Funktionen und Elementen der unmittelbar aneinander grenzenden Lebensräume eine Fülle weiterer Merkmale aufweist und insofern oft besondere Biotopfunktionen beinhaltet. Aus Naturschutzsicht stellen derartige Kontaktzonen besonders wertvolle Elemente dar, da sie unter günstigen Bedingungen die Einnischung von Arten ermöglichen, die nur in den Nachbarbiotopen keine Existenzgrundlage finden würden.

²

Ökoton: Grenzbereich zwischen verschiedenen Landschaften, in denen oft das Angebot an Lebenserfordernissen (Nahrung, Deckung, Mannigfaltigkeit klein-klimatischer Bedingungen) größer ist als in den beiden sich anschließenden einformigeren Landschaftsräumen (SCHÄFER 1992).

Tabelle 19: Uferlänge bei Fließgewässern in drei Untersuchungsgebieten

		Jemgum-Holtgaste		Holte		Fehntjer Tief	
							
		Fließgewässer	Sonstige Biotope	Fließgewässer	Sonstige Biotope	Fließgewässer	Sonstige Biotope
Polygone	n	121	1.103	173	2.264	118	2.139
Fläche/ Polygon	ha	0,199	1,602	0,211	0,822	0,994	1,126
Umfang/ Polygon	m	640	568	543	458	1.572	520
Umfang/ Fläche	m/ha	3.216	411	2.573	557	1.581	462
Faktor		X 7,8		X 4,6		X 3,4	

Diese besonderen Funktionen sind in hohem Maße abhängig von der Morphodynamik des Gewässers, der Wasserqualität, der angrenzenden Nutzung und weiteren Parametern. Es ist offensichtlich, dass naturnahe Ufer (vgl. Abbildung 17) über weitaus größere Funktionsspektren verfügen als monotone Gewässer der Kulturlandschaft (vgl. Abbildung 18).

Gleichwohl haben auch Uferzonen begradigter und ausgebauter Gewässer eine ökologische Bedeutung, die weit über die pauschale Typisierung der Einzelbiotope (Wasserfläche bzw. Uferstrandstreifen) hinausgehen. Während die konkrete Beschaffenheit der Ufer meist nur bei gezielten Gewässerstrukturkartierungen angemessen erfaßt wird, weisen Biotopkartierungen in gebräuchlichen Maßstäben in der Regel keine qualifizierten Aussagen zu diesem wichtigen Element auf. Bezeichnend ist ferner, dass gängige Biotopkartierschlüssel Gewässerufer nicht gesondert erfassen, sondern diese den jeweiligen angrenzenden Einheiten zuordnen. Wasserpflanzenbestände in Ufernähe werden nur bei besonderer Ausprägung kartiert.

**Abbildung 17: Ems bei Meppen (1939)** [Quelle: Niedersächs. Landesmuseum Hannover]

Wie in den Erfassungsschlüsseln werden folgerichtig auch in den Bewertungsmodellen Ufer als Biotopenelemente nicht wahrgenommen. Damit wird eines der bedeutendsten Anliegen des Naturschutzes, nämlich mit Hilfe von Saumbiotopen artenreiche Kontaktlebensräume zu erhalten und zu schaffen, ohne Not aus der Bewertungssystematik ausgeblendet. Erst wenn gesonderte, flächenhaft beschreibbare Strukturen (Hecken, Randgehölze, Uferstrandstreifen, Ruderalfluren) vorliegen, sind diese Elemente wieder „greifbar“.

Die besondere Stellung der Fließgewässer als wichtigstes Saumelement der Landschaft findet innerhalb der Wertsetzungen deshalb keinen erkennbaren Ausdruck.



Abbildung 18: Südradde bei Gingermühlen (2004)

5.4 Fließgewässer als komplexe räumliche Systeme

Die Welt unter Wasser verschließt sich einem einfachen Zugang. Für den unbefangenen Betrachter sind Gewässer gleichbedeutend mit der sichtbaren Oberfläche, die sich farblich unterschiedlich und entsprechend der Witterung auch mehr oder weniger bewegt darstellen mag. Einen weitergehenden, jedoch auf die jeweiligen Interessen focussierten beschränkten Einblick gewinnen Angler, Taucher oder letztlich Fachleute, die sich der Erforschung der Unterwasserfauna und Flora widmen oder mit der Unterhaltung der Gewässer betraut sind.

In der Welt der naturschutzfachlichen Bewertung existieren Gewässer wesentlich als zweidimensionale Projektion, die je nach Differenziertheit der Fragestellung mit Angaben über wertbildende Tier- oder Pflanzenvorkommen angereichert wird. Die tatsächliche räumliche bzw. zeitliche Dimension von Fließgewässern bleibt deshalb gemeinhin unbeachtet.

Träger der Fließgewässerfunktionen ist die Wasseroberfläche (Pleustal) allerdings nur zu einem geringen Anteil. Wesentlich für die angemessene Bewertung ist die ganzheitliche Betrachtung aller Teilsysteme innerhalb des Wasserkörpers, der am Gewässerboden keineswegs endet (vgl. Abbildung 19).

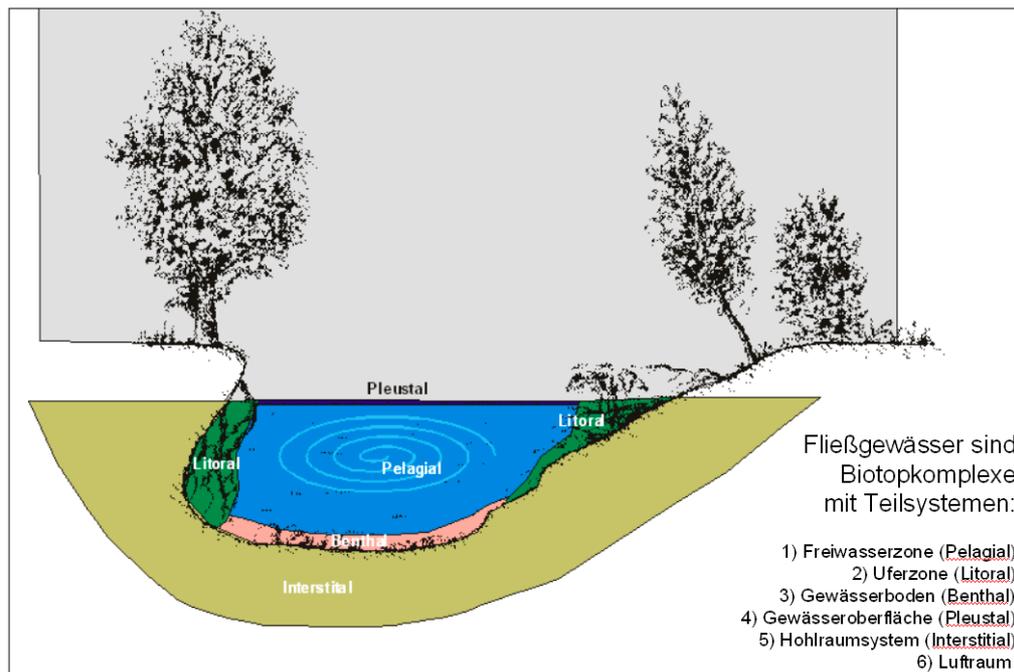


Abbildung 19: Gewässerstruktur und Teillebensräume (aus: MADSEN & TENT 2000: 19, verändert)

Vielmehr ist das Interstitial, das Hohlräumssystem im Gewässerboden für Stoffaustauschprozesse, Filtration und Reproduktionsraum der Lebewesen von entscheidender Bedeutung. Diese Zone reicht weit über die eigentlich wahrnehmbare Ausdehnung des Gewässerbettes hinaus. Die weiteren Teillebensräume Freiwasserzone (Pelagial), Uferzone (Litoral), Gewässerboden (Benthal) und der freie Luftraum sind weitere Subsysteme, die die Funktionsfähigkeit des Gewässers gewährleisten.

Für eine angemessene Bewertung der ökologischen Funktionen diesen Wasserkörpers wären allerdings belastbare Daten über Gewässerquerschnitt, Wassertiefen, Sohlstruktur u.a.m. erforderlich. Mit qualifizierten Strukturkartierungen wären diese Informationen zu ermitteln.

5.5 Wie breit ist ein Gewässer?

Diese einfache Frage wird gemeinhin mit der Messung der Wasserspiegelbreite bei Mittelwasserständen beantwortet. Unabhängig von den Wasserstandsschwankungen (s.u.) kann jedoch bezweifelt werden, ob die so ermittelte Größe für die Qualität von Biotopfunktionen als guter Indikator gelten kann.

Da die Grenzfläche zwischen Boden und Wasser für Stoffumsätze und Lebensgemeinschaften von wesentlich höherer Bedeutung ist als die Grenzfläche zwischen Luft und Wasser, sollte folglich erstere auch als Maß für die Gewässerbreite gelten (vgl. Abbildung 20). Dies ist auch im Hinblick auf die Darstellung von Aufwertungspotentialen bedeutsam: Die so ermittelte Gewässer(boden)breite ist in naturnahen oder sich selbst überlassenen Gewässern aufgrund der hohen Morphodynamik im Vergleich zu regelmäßig unterhaltenen Gewässern bei gleicher Wasserspiegelbreite deutlich höher.

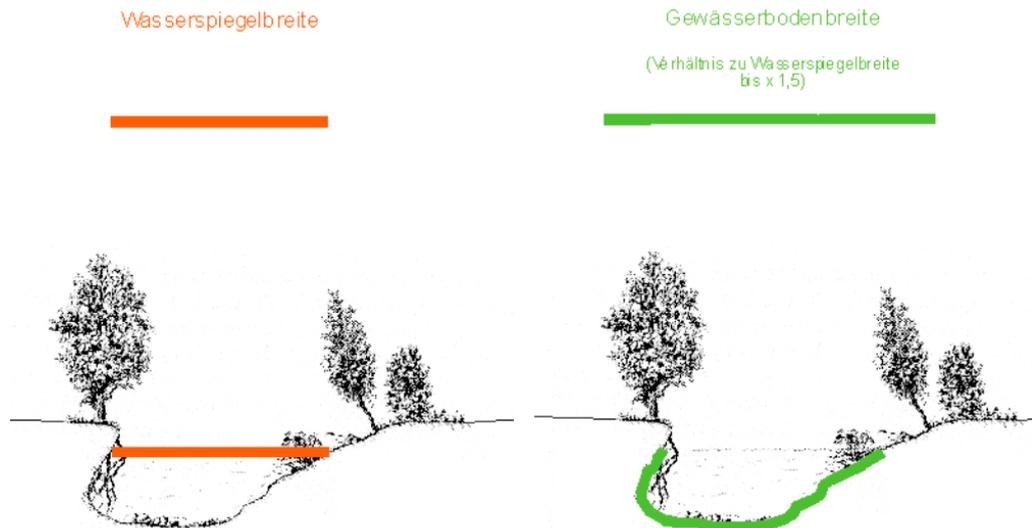


Abbildung 20: Ermittlung der Gewässerbreite

Somit ist festzustellen, dass gerade naturnähere Gewässer durch das Maß der Wasserspiegelbreite nicht angemessen dargestellt werden, was z.B. im Hinblick auf die Bewertung der angestrebten Aufwertungsmaßnahmen als problematisch zu werten ist.

Mittelwasserstände, die kartographisch dokumentiert sind und somit als Grundlage von Biotopkarten verwendet werden, geben eine mittlere Abflusssituation wieder. Die Ausbildung der Lebensgemeinschaften in Fließgewässern werden jedoch nicht durch Standard-, sondern primär durch Extremsituationen bestimmt. Genauso wie sommerliche Niedrigwasserstände einen starken Streß für viele Organismen bedeuten, bieten Überschwemmungsereignisse wichtige Impulse für die morphologische Entwicklung (Materialtransporte, Stoffexporte) und die Reproduktion vieler Arten in den entstehenden Flachwasserzonen.

Fließgewässer können somit nur angemessen beschrieben werden, wenn neben den Hauptgerinnen auch Aussagen über die bei Extremsituationen relevanten Flächen getroffen werden. Im Hinblick auf die räumliche Planung und evtl. Aufwertungspotentiale ist die Darstellung der ökologischen Funktion von Überschwemmungsflächen nötig. Dies ist in der aktuellen Praxis jedoch nur ausnahmsweise der Fall. Insofern werden wesentliche Funktionen von Fließgewässern vielfach nicht erfaßt, was zwangsläufig zu einer Unterbewertung dieser Ökosysteme führt.



Abbildung 21: Burlage-Langholter Tief

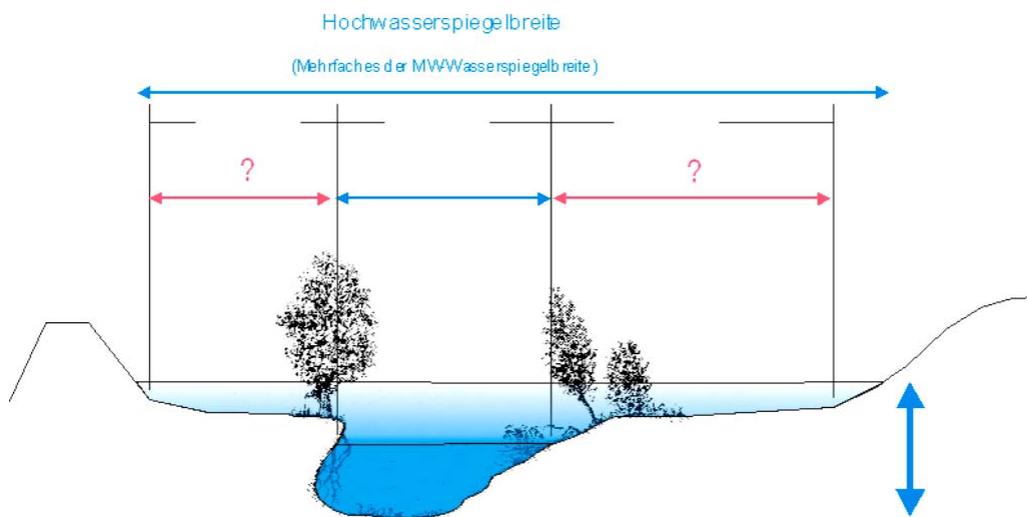


Abbildung 22: Hochwasserregime und Überschwemmungszonen

5.6 Struktur ohne Funktion?

Jedes Fließgewässer ist entlang seiner Fließstrecke durch Prozesse geprägt, die vom Relief, der Geologie, den Böden, der Nutzung u.a. Faktoren geprägt sind. Die auch für die Lebensgemeinschaften wesentlichen Elemente können z.B. durch die Abfolge von Erosions-, Gleichgewichts- und Akkumulationsstrecken beschrieben werden (vgl. Abbildung 23).

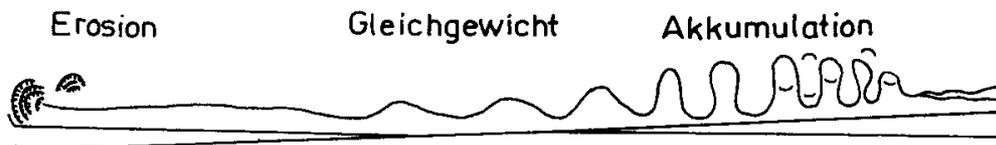


Abbildung 23: Genereller Stoffhaushalt entlang der Fließstrecke eines Wasserkörpers (aus: SCHÖNBORN 1992)

Wesentlich ist hierbei, dass alle Prozesse „fließend“ ineinander übergehen und auch innerhalb der verschiedenen Fließstrecken Bereiche unterschieden werden können, die stärker durch Erosions- oder Akkumulationsvorgänge bestimmt sind. Fließgewässer können somit nur in ihrer Gänze erfasst und beschrieben werden. Die isolierte Betrachtung (oder gar Veränderung) einzelner Fließabschnitte wird den Vorgängen entlang der fließenden Welle nicht gerecht.

Gerade die Ausblendung dieses Kontinuums ist in der Praxis des Naturschutzes (und anderer Planungsdisziplinen) durchaus üblich. Aus pragmatischen Gründen werden Teilabschnitte von Gewässern umgestaltet, ohne die Auswirkungen in den Ober- und Unterläufen entsprechend zu betrachten.

Auch naturschutzfachliche Bewertungsverfahren erfassen Fließgewässer grundsätzlich entsprechend ihrer Biotopausstattung z.T. sehr kleinteilig, ohne auf das Gesamtgewässer Bezug zu nehmen. Das eigentlich ein Fließgewässer kennzeichnende Merkmal, die fließende Welle bzw. der gesamte Wasserkörper, bleibt unbeachtet und unbewertet. Biotopbasierte Bewertungsmodelle sehen Fließgewässer somit als beziehungslose Aneinanderreihung von Einzelabschnitten.

Eine fatale Folge dieser eingeschränkten Sichtweise ist zudem die weitgehende Ausblendung der historischen Dimension. Modelle unterscheiden zwar den visuell feststellbaren Ausbaugrad eines bestimmten Gewässerabschnitts, kennen jedoch kein spezifisches Maß für die Veränderung eines ganzen Wasserlaufs (Laufängenverkürzung eines Wasserkörpers, Umfang der Begradigung, Eintiefung o.ä., vgl. Abbildung 24).



Abbildung 24: Verlauf der Holtlander Ehe (Luftbild 2002 – blau: preußische Landesaufnahme (1900))

Es fehlen somit auch Möglichkeiten, bei der Wiederherstellung einer Mäanderstrecke über die unmittelbar betroffene Fläche hinaus Aufwertungen z.B. im Hinblick auf die Abflüßdämpfung darzustellen. Die grundlegende Bedeutung derartiger Maßnahmen für das Gesamtgewässer bleibt somit verborgen.

5.7 Der Landschaftswasserhaushalt als blinder Fleck der Bewertungspraxis

Fließgewässer sind der Spiegel ihrer Einzugsgebiete. Naturnah geprägte Einzugsgebiete weisen hohe interne Regulationsmechanismen durch Wasserspeicher, Stoffsenken und kurze Stoff- und Wasserkreisläufe auf. Die Abflüsse dieser Gebiete sind saisonal ausgeglichen (vgl. Abbildung 25). In kulturell geprägten Einzugsgebieten herrschen hohe Oberflächenwasserabflüsse und offene Stoffkreisläufe vor. Stoffsenken und Rückhaltefunktionen sind ausbaubedingt weitgehend beseitigt worden.

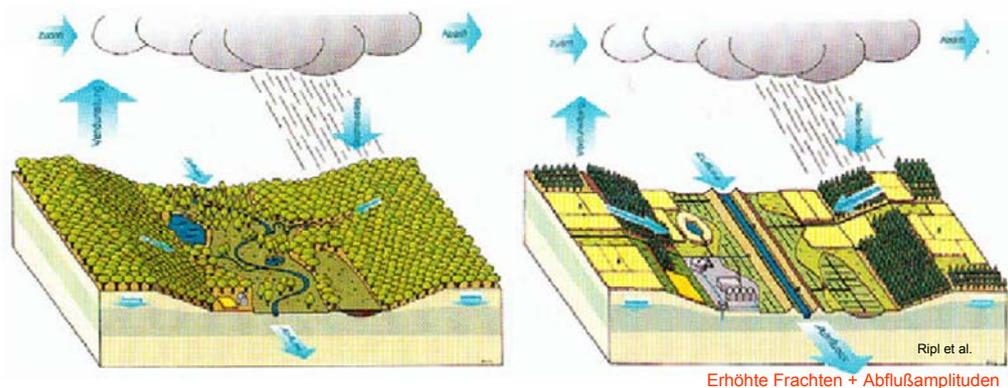


Abbildung 25: Wasserhaushalt in naturnahen und industriell überformten Landschaften (aus RIPL et al. 2000)

Verschiedene Arbeiten von RIPL und Mitarbeitern haben diese seit langem bekannten Zusammenhänge vor dem Hintergrund der Nachhaltigkeit bewertet und weitgehende Forderungen an eine Änderung der Landnutzungspraxis formuliert (vgl. RIPL & HILDMANN 1995). Aufgrund der ökosystemaren Dimension dieser Überlegungen ergeben sich zahlreiche Ansätze auch für die naturschutzfachliche Analyse und Bewertung von Gewässersystemen und deren Lebensgemeinschaften, die über die aktuelle Bewertungspraxis weit hinausweisen.

5.8 Zusammenfassende Einschätzung

Biotoptypen- und Eingriffsmodelle bilden die Wirklichkeit notwendigerweise stark vereinfacht oder gar verzerrt ab. Die mit diesen Verfahren verbundenen Einschränkungen werden solange akzeptiert, wie eine weitgehende Plausibilität unterstellt wird und die damit verbundenen Anforderungen erfüllt werden. Im Hinblick auf die Bewertung von Maßnahmen an Fließgewässern sind aufgrund der offenkundigen Diskrepanzen zwischen entstehenden (oft hohen) Kosten und den darstellbaren Aufwertungspotentialen jedoch Zweifel an der Nützlichkeit der Modelle in diesem Anwendungsbereich entstanden.

Die beispielhafte Betrachtung einiger besonderer Eigenschaften von Fließgewässern hat Anhaltspunkte dafür ergeben, dass die primär terrestrisch geprägten Bewertungsverfahren offenbar nur schwer in der Lage sind, die raum-zeitliche Dynamik der limnischen Systeme angemessen darzustellen (s.a. Tabelle 20).

Tabelle 20: Berücksichtigung typischer Merkmale von Fließgewässern in Bewertungsmodellen

Merkmal	Verwendung als Modellparameter	Einschätzung	
Biotopvernetzung	Als Teil des Summenparameters im Osnabrücker Modell	Fließgewässer sind das Vernetzungselement mit der größten Flächenschließung	A
Ökoton	Nein	Mehrfach höhere Randeffekte als terrestrische Biotope	A
Gewässerboden	Nein	Bis 1,5fach größere Fläche als Wasserspiegel	A
Hochwasserspiegel	Teilweise (NRW)	Mehrfach größere Gewässerfläche bei Überschwemmungen (Sedimentation, Filtration, Biotopfunktion)	E
Gewässerverlauf (Laufänge u.a.)	Nein	Bezugssystem zur Natürlichkeit des Gesamtsystems würde differenzierte Bewertung bei Maßnahmen am Gewässerlauf, an Quer- und Längsbauwerken ermöglichen.	W
Abluflmenge und -qualität	Nein	Bezugssystem zur Natürlichkeit des Gesamtsystems würde differenzierte Bewertung bei Maßnahmen in Einzugsgebiet ermöglichen.	W
Substratdynamik	Teilweise	Deutliche Vergrößerung von Habitatvielfalt und biologisch wirksamer Kontaktfläche durch dynamische Hartsubstrate	E

Einschätzung	
A	Allgemein höhere Wertsetzung von Fließgewässern in Modellen gegenüber terrestrischen Biotoptypen begründbar
E	Ergänzung von Biotoptypen bzw. wertgebenden Zusatzsignaturen sinnvoll
W	spezifische Bewertungsverfahren für das Schutzgut Wasser erforderlich

Grundsätzlich ist hervorzuheben, dass Fließgewässer keine isoliert zu beschreibenden Strukturen innerhalb der Landschaft sind, sondern mit dieser in vielfacher Hinsicht eng verbunden sind. Ihre ökosystemare Bedeutung ist nicht ausschnitthaft über die jeweilige Grundfläche eines vermeintlichen Biotoptyps zu erfassen, sondern muß immer im Hinblick auf die lineare und flächenhafte Ausdehnung in der Landschaft sowie die zeitliche Dimension beschrieben werden. Gerade weil die fließende Welle viel schneller zwischen den Teillebenräumen eines Gewässers vermittelt, sollten Gewässer auch in naturschutzfachlicher Hinsicht nur als Ganzes (Kontinuum) betrachtet werden.

Fazit:

- Vorhandene Bewertungsmodelle können aufgrund der engen Bindung an Strukturmerkmale und der Beschränkung auf flächenhafte Größen (m²) Gewässerfunktionen für den Naturhaushalt nicht adäquat abbilden.
- Dynamische limnische Systeme können mit den Merkmalen der Landvegetation wie sie Biotoptypen meist zugrunde liegen, nicht angemessen beschrieben werden.
- Da wesentliche Gewässerfunktionen von Modellen nicht erfaßt werden, kann auch die Verbesserung von Funktionen nur eingeschränkt bewertet werden.

Teil C. Anwendung

6 Verfahrensvorschläge für die Bewertung von Kompensationsmaßnahmen an Fließgewässern

Es liegen hinreichende Gründe vor, eine zusätzliche Hilfestellung zur Realisierung kostenintensiverer Maßnahmen an Fließgewässern vorzulegen, um den Prozeß der Gewässerentwicklung wirksam voranzutreiben. Hierzu auch die Potentiale der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung zu nutzen, erscheint naheliegend, da in weiten Teilen ähnliche Zielsetzungen bestehen.

Die hierbei zu lösenden Schwierigkeiten sind bereits ausführlich erläutert worden:

- Die mit bestehenden Modellen ermittelten Aufwertungspotentiale vermögen keine relevante Steuerungswirkung hin zu Maßnahmen an Gewässern zu entfalten. Vielmehr sind Maßnahmen in terrestrischen Ökosystemen für Kompensationspflichtige im Regelfall attraktiver.
- Bewertungsmodelle sind derzeit nicht in der Lage, die spezifischen Funktionen limnischer Systeme angemessen zu erfassen. Die Schlüsselstellung von Gewässern innerhalb des Landschaftshaushaltes wird von den Modellen nicht erfaßt.
- Fließgewässer und ihr Umland sind aufgrund der besonderen Eigenschaften der fließenden Welle und der intensiven Vernetzung mit anderen Ökosystemen als Einheit zu betrachten. Eine Bewertung auch kleinräumiger Veränderungen kann nur unter Berücksichtigung funktionaler Einheiten erfolgen, wie sie z.B. durch den Begriff des Wasserkörpers i.S.d. WRRL ansatzweise formuliert worden sind.

Die Umsetzung dieser Anforderungen unter gleichzeitiger Beachtung der fachlichen Nachvollziehbarkeit, der erforderlichen Rechtssicherheit, der einfachen Handhabung im Rahmen der Planungspraxis und der Wirksamkeit der verfolgten Ziele stellt gleichwohl eine Aufgabe dar, die ohne kritische Kompromisse kaum zu lösen ist.

6.1 Bewertungsansätze

Nach Durchsicht und Erörterung der vorliegenden Verfahren kommen grundsätzlich folgende Ansätze als zielführend in Betracht:

- 1) Beibehaltung des Status quo; Verzicht auf eine gezielte Hinlenkung von Kompensationsmaßnahmen an Gewässer
- 2) Beibehaltung des Status quo mit unveränderter Anwendung bestehender Modelle ohne zusätzliche Anreizsysteme, jedoch mit planerisch-administrativer Lenkung von Kompensationsmaßnahmen in auszuweisende Flächenpools
- 3) Verbal-argumentative Verfahren mit sorgfältiger Ermittlung und Bewertung naturwissenschaftlicher Wirkungszusammenhänge im Einzelfall
- 4) Immanente Effektivierung von Bewertungsmodellen zur fachlich belastbaren und finanziell angemessenen Inwertsetzung WRRL-spezifischer Aufwertungsmaßnahmen
- 5) Bonus-System, mit dem auf Grundlage zu definierender Kriterien ermittelte Aufwertungspotentiale um verschiedene Faktoren so erhöht werden können, dass eine höhere „Attraktivität“ von Maßnahmen an Gewässern zu erzielen ist
- 6) Bepreisung von Werteeinheiten (oder Flächenäquivalenten) mit festen (z.B. auf Landkreis-Ebene) oder variablen (projektbezogenen) Geldbeträgen, deren Höhe über den Umfang konkreter Kompensationsmaßnahmen entscheidet
- 7) Maßnahmenrealisierung durch Mittel aus Ersatzgeldzahlungen

Diese grundsätzlich möglichen Ansätze sind wie folgt zu kommentieren:

- 1) Die unveränderte Anwendung der bestehenden Eingriffsmodelle wäre zweifellos mit einem hohen Maß an Rechtssicherheit verbunden. Angesichts der am 01.03.2010 vollzogenen Änderung naturschutzrechtlicher Grundlagen könnte die gewünschte Steuerungswirkung von Kompensationsmaßnahmen auch ohne weitere Instrumente erfolgen, da die Realisierung flächenhafter Kompensationsmaßnahmen zu Lasten von Nutzflächen zusätzlichen Prüfungen unterworfen und erschwert werden soll. Auch infolge des Strukturwandels in der Landwirtschaft sind Kompensationsflächen nur noch eingeschränkt zu beschaffen. Insofern könnte es künftig auch ohne zusätzliche Wei-

chenstellungen zu einer vermehrten Umsetzung von Ersatzmaßnahmen an Gewässern kommen.

- 2) Der geringeren Attraktivität von Kompensationsmaßnahmen im Bereich von Gewässern wäre aktuell auch durch Vorleistungen von Behörden, Unterhaltungsverbänden oder sonstigen Trägern zu begegnen: Mit der fachlich begründeten Konzeption und der rechtlichen Absicherung von Kompensationsflächenpools auf Ebene von Raumordnung und Flächennutzungsplanung wäre die gewünschte Lenkungswirkung zweifellos zu erzielen. Höhere Kosten für Maßnahmen an Gewässern könnten zumindest teilweise durch die Einsparung bei der konzeptionellen Vorbereitung von Maßnahmen aufgefangen werden. Die insgesamt schnellere und fachlich abgesicherte Durchführung von Kompensationsmaßnahmen sollte für Vorhabensträger im Regelfall einen so erheblichen geldwerten Vorteil ausmachen, dass höhere Umsetzungskosten nicht ins Gewicht fallen. Voraussetzung dieses Weges wären entsprechende politische Weichenstellungen auf kommunaler Ebene, um derartige Angebotsplanungen vorzubereiten.

Mit dem ab 01.03.2010 geltenden Naturschutzrecht verfügen die Naturschutzbehörden mit Hilfe von § 15 (3) BNatSchG über eine hinreichende Grundlage, Maßnahmen an Gewässern gegenüber solchen im Landwirtschaftsbereich den Vorzug zu geben und die erforderliche Lenkungswirkung zu erzeugen.

- 3) Auslöser der vorliegenden Studie war auch die weite Verbreitung der standardisierten Eingriffsberechnungsverfahren, die aufgrund der systembedingten Grenzen und Defizite auch zu fragwürdigen Kompensationsermittlungen geführt haben. Die ursprünglich für die schnellere Behandlung einfacher Fälle geschaffenen Modelle erwiesen sich bei anspruchsvolleren Maßnahmen oft als ungeeignet, so dass zunehmend eine ergänzende verbal-argumentative Begründung von Wirkungszusammenhängen eingefordert wird (so auch LANDKREIS OSNABRÜCK 2009). Da bei Maßnahmen an Gewässern regelmäßig mit ökologischen Funktionen zu rechnen ist, die sich einer einfachen Berechnung entziehen (s. Kap. 5), könnte bei derartigen Maßnahmen grundsätzlich eine ausführliche verbal-argumentative Darstellung erfolgen, um Überschreitungen von Modellgrenzen zu rechtfertigen und wissenschaftlich, d.h. auch rechtssicher, im Einzelfall zu begründen.
- 4) Eine relativ hohe Rechtssicherheit wäre mit der Ergänzung bestehender Modelle um ein „WRRL-Modul“ zu erreichen. Hierbei wären die Qualitätskomponenten der WRRL so aufzubereiten, dass sie bereits auf der Sachebene in die Bewertungssysteme integriert werden und einer standardisierten Anwendung besser zugänglich sind (vgl. Abbildung 26). Als wesentliche Voraussetzung dieses Ansatzes ist eine entsprechend solide Datenbasis über die Qualitätskomponenten erforderlich. Sinnvoll könnte ein derartiger Ansatz zudem nur mit schutzgutbasierten Verfahren verfolgt werden, da diese Elemente im „rechnerischen Rauschen“ der reinen Biotopwertverfahren keine angemessene Gewichtung finden würden. In diesen Modellen bliebe nur der Weg einer ergänzenden verbal-argumentativen Darlegung (vgl. Ziffer 3).
- 5) Die Festsetzung von Boni, die nach Durchführung modellbasierter Berechnungen auf das Ergebnis aufgeschlagen werden, ist als primär politische Willensäußerung zu werten, die nur Bestand haben kann, wenn sie auf einem möglichst breiten Konsens basiert, zu nachvollziehbaren Ergebnissen führt und einer rechtlichen Überprüfung voraussichtlich standhalten kann. Dieser Weg ist z.B. in Nordrhein-Westfalen beschritten worden. Fachliche Argumente für die Einführung derartiger Boni für bestimmte Vorhabentypen wären aufgrund der in Kap. 5 zusammengestellten Befunde vermutlich vorhanden. Problematisch bleibt die Höhe des Bonusfaktors, da dieser angesichts des erheblichen Kostengefalles zwischen verschiedenen Maßnahmen und der Vielgestaltigkeit der Anforderungen eine fachliche Auseinandersetzung nicht ersetzt, sondern nur auf eine andere Ebene verlagert.
- 6) Die vielerorts praktizierte Monetarisierung von Wertpunkten hat den offenkundigen Vorteil der direkten Einbindung von Kompensationsmaßnahmen in die reale Wirtschaft. Kompensationsanforderungen können so direkt mit Baukosten oder Pflegemaßnahmen verglichen werden. Variable Größen sind hierbei der Preis pro Werteinheit sowie der Umfang der Kompensationsmaßnahmen. Die Kompensationskosten bleiben konstant.

Im Fall der projektbezogenen Monetarisierung von Wertäquivalenten ist eine gewisse fachliche Nachvollziehbarkeit sichergestellt, da durch vorgesehene Maßnahmen, erzielte Aufwertungen und die Bau- und Unterhaltungskosten ein fester Bezugsrahmen gegeben ist. Bei Einzelmaßnahmen ergibt sich aus der Anzahl und Höhe der Wertäquivalente wohl ein direkter Zusammenhang zu entstehenden Kosten, jedoch nur an-

satzweise zu realen Wirkungen auf den Naturhaushalt. Der hohen Praxistauglichkeit stehen somit Mängel in der Rechtssicherheit gegenüber.

- 7) Ein höheres Maß an Flexibilität könnte mit dem Rückgriff auf das Ersatzgeld verbunden sein, da dessen Einsatz zunächst nicht direkt mit der Bewältigung der Eingriffsfolgen in Verbindung steht. Angesichts der erfolgten gesetzlichen Änderungen kann die Abkehr von der Realkompensation künftig möglicherweise einen breiteren Raum einnehmen. Trotz des derzeit geringen Finanzvolumens sollten die konkreten Möglichkeiten auch für den Vollzug der WRRL deshalb geprüft werden. Unbedingte Voraussetzung für die Umsetzung derartiger Ansätze wäre die Aufstellung von Gewässerentwicklungskonzepten in enger Kooperation von Naturschutz- und Wasserbehörden jenseits der Grenzen überkommenen Ressortdenkens.

Vor diesem Hintergrund sind die verschiedenen Ansätze zusammenfassend zu beurteilen (vgl. Tabelle 21). Generell sind die Einstufungen auch in hohem Maße von den verwendeten Modellen abhängig. In der Tabelle wird auf diesen Zusammenhang jedoch nicht ausdrücklich hingewiesen.

Tabelle 21: Beurteilung von Verfahrensansätzen

Nr.	Ansatz	Fachliche Nachprüfbarkeit	Praktische Anwendung	Rechtssicherheit	Lenkungswirkung
1	Status quo	3	3	3	1
2	Status quo, Angebotsplanung	3	2	3	2 (3)
3	Verbal-argumentative Begründung	3	1	3	3
4	Modellergänzung um WRRL-Modul	3	2	3	3
5	Bonus-System	2	3	2 ?	3
6	Monetarisierung von Werteinheiten	1	3	2 ?	3
7	Ersatzgeld	1	3	3	3

Bewertung: (1) geringe, (2) mäßige, (3) hohe Zielerreichung; (?) Status fraglich

Die Übersicht macht deutlich, dass erwartungsgemäß keine widerspruchsfreie Lösung verfolgt werden kann. Alle denkbaren Ansätze sind mit Einschränkungen verbunden, über deren Relevanz letztlich die praktische Anwendung und die Akzeptanz der Akteure entscheiden wird.

Gemeinsam ist allen Ansätzen, dass Maßnahmen begründet und in Zusammenhang mit den Zielen von Naturschutz und WRRL nicht nur sinnvoll sein müssen, sondern möglichst mit Synergieeffekten verbunden sein sollten. Sobald diese Begründungszusammenhänge nachvollziehbar verbal-argumentativ abzuleiten sind, kommt formalisierten Bewertungsansätzen nur noch unterstützende Bedeutung zu.

Im Hinblick auf die hier verfolgte Fragestellung ergeben sich aus diesen Feststellungen folgende Konsequenzen:

- Ansatz 1 erfordert hier keine vertiefende Bearbeitung.
- Ansatz 2 kann mit vorliegenden Instrumenten weiterverfolgt werden. Die Bearbeitung findet nach anerkannten Grundsätzen auf Basis des neuen Naturschutzrechts innerhalb der Gemeinden und Landkreise statt. Der Grad der erzeugten Lenkungswirkung hängt vom Grad der Willensbildung in den zuständigen Kommunen ab.
- Ansatz 3 erfordert hier keine vertiefende Bearbeitung, sondern basiert auf der qualifizierten Behandlung von Einzelfällen im Rahmen der laufenden Planungspraxis.
- Ansatz 4 ist systembedingt bevorzugt mit dem Modell der Fachbehörde für Naturschutz weiter zu verfolgen. Einige Rahmenbedingungen für die Entwicklung eines derartigen Moduls werden nachfolgend angesprochen (vgl. Kap. 6.3).
- Ansatz 5 ist in Abstimmung mit den Naturschutz- und Wasserbehörden weiter zu verfolgen. Ein Verfahrensvorschlag hierzu wird im Folgenden formuliert (vgl. Kap. 6.4).
- Ansatz 6 ist im Hinblick auf die hohe praktische Relevanz im Folgenden weiter auszuführen (vgl. Kap. 6.5).
- Ansatz 7 erfordert die Integration von Naturschutzkonzepten und WRRL-Maßnahmenplanungen auf Ebene der zuständigen Behörden. Weitergehende Aussagen im Rahmen der vorliegenden Bearbeitung sind nicht erforderlich.

Die Ansätze 4, 5 und 6 werden in den folgenden Ausführungen näher erläutert (vgl. Kap. 6.3 ff.). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass diese „Stellschrauben“ an unterschiedlichen Punkten der beschriebenen Bewertungssysteme ansetzen. Während der in Kap. 6.3 dargestellte Weg bereits auf der Sachebene versucht, die unterschiedlichen Wertesysteme in Beziehung zu setzen, erfolgt mit den beiden anderen Ansätzen eine Systemsteuerung auf abstrakterer Ebene, die eine fachliche Nachvollziehbarkeit im Detail zunehmend erschwert (vgl. Abbildung 26).

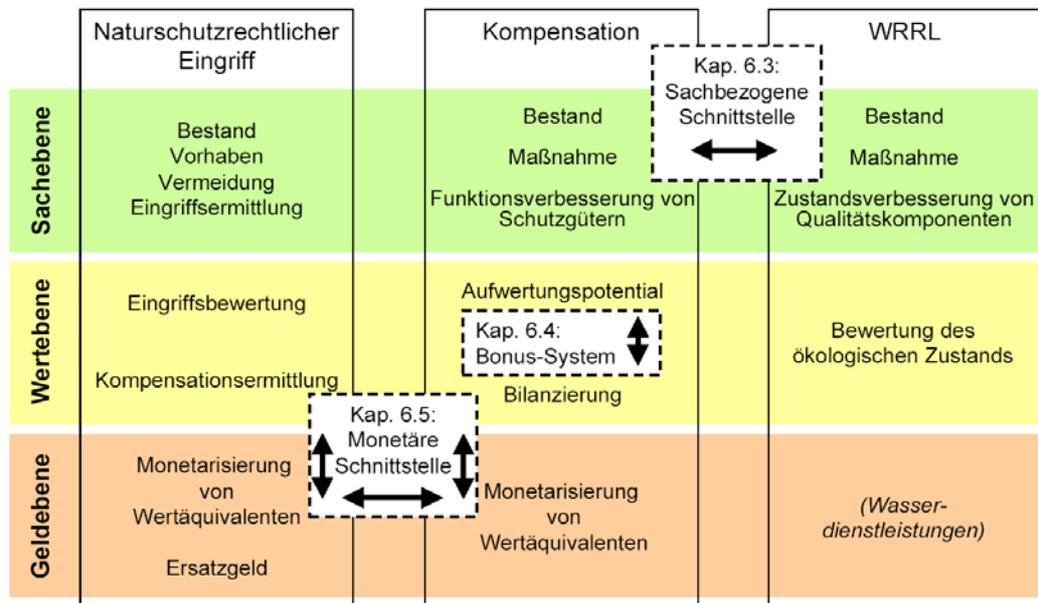


Abbildung 26: Ebenen der Vorhabensbeurteilung bei Eingriffen, Kompensationsmaßnahmen und WRRL-Maßnahmen

6.2 Grundlagen

Unabhängig von der konkreten Ausgestaltung der Schnittstellen zwischen Eingriffsregelung und WRRL sind generelle Rahmenbedingungen zu berücksichtigen und bei der Festsetzung der Systemparameter zu würdigen.

Die Nutzung von Kompensationsmaßnahmen kann auch beim Vollzug der WRRL nur sinnvoll und rechtskonform erfolgen, wenn grundlegende Bedingungen des Naturschutzrechts eingehalten werden. Im Rahmen naturschutzfachlicher Darstellungen ist somit darzulegen, dass

- die geplanten Maßnahmen keine Konflikte mit anderen naturschutzfachlichen Zielsetzungen verursachen, im Einklang mit den Zielen der Landschaftsplanung stehen und Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes, der Biodiversität und des Landschaftsbildes vermieden werden (vgl. Kap. 6.2.1) sowie
- die intendierte Aufwertung von Naturgütern (im Regelfall Biotoptypen) tatsächlich erreicht werden kann und die Inwertsetzung hinsichtlich der Zielzustände und der angenommenen Entwicklungszeiten als realistisch und fachlich begründet anzusehen ist (vgl. Kap. 6.2.2 f.).

Zusätzliche Aufwertungszuschläge können deshalb nur in den Fällen begründet werden, in denen diese Mindestvoraussetzungen gegeben sind.

6.2.1 Vermeidung von Beeinträchtigungen

Gewässerentwicklungsmaßnahmen können im Regelfall nur eine Verbesserung des Naturhaushaltes bewirken, wenn

- bestehende Biotopfunktionen nicht relevant eingeschränkt werden,
- besonders geschützte Biotope nicht zerstört werden,
- Vorkommen gefährdeter, geschützter oder besonders geschützter Arten nicht beeinträchtigt werden,
- Biotopnetzungen nicht gestört werden,
- das Landschaftsbild nicht nachteilig verändert wird und
- sonstige Ziele des Naturschutzes nicht erheblich beeinträchtigt werden.

Bei auftretenden Konflikten mit den Zielen der WRRL sind verträgliche Lösungen im Einvernehmen mit der zuständigen Unteren Naturschutzbehörde zu erzielen. Voraussetzung für eine sachgerechte Abwägung der verschiedenen Belange ist eine sorgfältige Erfassung der relevanten naturschutzfachlichen Bestandsdaten über die Qualitätskomponenten der WRRL hinaus.

6.2.2 Allgemeine Bewertung von Aufwertungspotentialen

Biopotentialentwicklungspotentiale im Nahbereich von erheblich veränderten Fließgewässern sind realistisch einzuschätzen. Ohne die Veränderung von abiotischen Standortfaktoren, die gezielte Steuerung der Sukzession und die Veränderung nutzungsbedingter Stoffeinträge werden sich im Regelfall entlang der Gewässer nährstoffreiche Ruderalfluren und Gebüschgesellschaften etablieren. Diese beinhalten gegenüber den Ausgangsbiotopen oft nur marginale Aufwertungspotentiale oder stellen sogar Beeinträchtigungen dar.

Die häufig geübte Praxis, die neu entstehenden Biotope aus Gründen der bekannten ökonomischen Zwänge als vergleichsweise wertvoll einzustufen, ist fachlich problematisch und würde bei Evaluationen entsprechende Fragen aufwerfen.

Zur Erzielung erhöhter Aufwertungsraten kommen deshalb an Fließgewässern nur Maßnahmen in Betracht, die unmittelbar positive Wirkungen auf den Wasserkörper und dessen Biokomponenten haben. Diese Bedingungen sind im Regelfall nur gegeben, wenn Maßnahmen im oder in unmittelbarer Nähe des Wasserkörpers erfolgen (vgl. Abbildung 27).

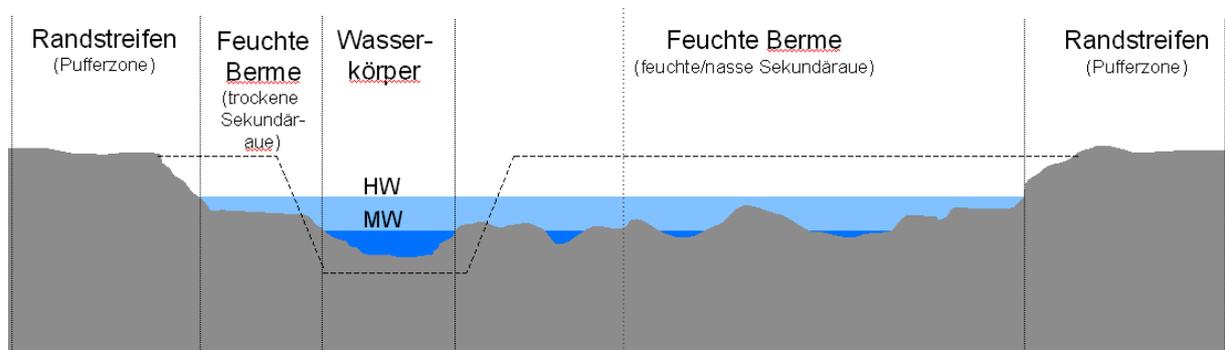


Abbildung 27: Quergliederung von Fließgewässern

Die beschriebenen Zonen entlang der Fließgewässer sind nicht isoliert zu betrachten, vielmehr stehen die Funktionen in engen Wechselbeziehungen, die für den Erfolg der vorgesehenen Aufwertung entscheidend sind.

- 1) Das höchste Aufwertungspotential ist bei strukturverbessernden Maßnahmen anzunehmen, die sich auf die Gewässersohle und den Wasserkörper unterhalb des Niedrig- bis Mittelwasserabflusses beziehen (z.B. Einengung des Niedrigwasserquerschnitts, Erhöhung des Mittel- und Grobsubstratanteils entsprechend natürlicher Körnungslinien).
- 2) Ebenfalls hohe Aufwertungen könnten im Bereich der Ufer zwischen Niedrig- und Mittelwasserabfluß bis hin zu Hochwasserabflüssen angenommen werden (z.B. strukturreiche Zwischenbermen im oder knapp über dem Mittelwasserbereich zur Förderung von Verlandungsgesellschaften oder Sumpflvegetation). Diese auch unter der Bezeichnung „Sekundäraue“ bekannten Maßnahmen sind im Regelfall zielführend, wenn sie mit der Verringerung des Mittelwasserquerschnitts und der Bildung einer ausgedehnten feuchten bis nassen Zwischenberme (5 bis >20-fache Breite des Mittelwasserspiegels) verbunden sind (vgl. Abbildung 27).
- 3) Alle Maßnahmen oberhalb des Mittelwasserabflusses und insbesondere des Hochwasserabflusses beziehen sich auf außergewöhnliche Abflußereignisse, die deshalb nur bei der Realisierung spezieller Entwicklungsziele höhere Aufwertungen erhalten können. Die Anlage von Uferstrandstreifen ohne morphologische Veränderung der Ufer im Bereich des Mittelwasserspiegels kann nur dann über den reinen flächenbezogenen Biotopwert hinaus angerechnet werden, wenn sie unter Berücksichtigung der konkreten örtlichen Bedingungen, z.B. eine relevante Verminderung von Nährstoffeinträgen in das Gewässer bewirken würde oder andere günstige Wirkungen auf den Wasserkörper hätte.

Bei der Einrichtung sog. „Sekundärauen“ ist die zusätzliche Ausweisung von bewirtschafteten, aber düngungsfreien Randstreifen als Nährstoffpuffer für den Erfolg der Maßnahme wesentlich. Sofern Maßnahmen in intensiv landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten geplant werden, sollte geprüft werden, ob unbeeinflussbare Hintergrundbelastungen einer

günstigen Entwicklung der Biokomponenten grundsätzlich entgegenstehen. In diesem Fall wären Aufwertungspotentiale nur sehr eingeschränkt zu begründen.

An künstlichen Wasserkörpern (Kanäle, staugeregelte Marschgewässer usw.) finden die o.a. Kriterien 1) – 2) im Regelfall keine Anwendung. Ausnahmetatbestände sind im Einzelfall zu begründen.

Maßnahmen, die primär wasserwirtschaftlichen Zielen dienen und nur sekundär auch als positiv für den Naturhaushalt oder das Landschaftsbild zu werten sind, können erhöhte Aufwertungspotentiale nur ausnahmsweise in Anspruch nehmen. Bei Unterhaltungsmaßnahmen (Gewässerentschlammung) oder abflußverbessernden Ausbauten (Vergrößerung des Hochwasserquerschnitts durch Gestaltung der Oberwasserböschung) wäre im Regelfall nicht von einer Aufwertung natürlicher Funktionen auszugehen, wenn nicht weitere strukturverbessernde Veränderungen vorgenommen werden (z.B. Reduzierung des Niedrigwasserabflusses, Erhöhung der Substrat- und/oder Habitatdiversität). Der konkrete Aufwertungsumfang der Maßnahme muß in derartigen Zweifelsfällen frühzeitig mit der Unteren Naturschutzbehörde abgestimmt werden.

6.2.3 Spezielle Bewertung von Aufwertungspotentialen

Ergänzende Aufwertungspotentiale zur Honorierung von Synergieeffekten zwischen Naturschutz und Wasserrahmenrichtlinie dürfen den systembedingten Bewertungsrahmen der verwendeten Modelle im Regelfall nicht überschreiten. Insbesondere bei der Verwendung sog. Bonusfaktoren (vgl. Kap. 6.4) besteht die Gefahr, dass rechnerische Aufwertungsstärken erzeugt werden, die weit über den mit vorhandenen Modellen begründbaren Rahmen hinausgehen. Abbildung 28 fasst die Bewertungsspielräume der verschiedenen Verfahren am Beispiel kleiner Fließgewässer anschaulich zusammen.

Modellimmanente Aufschläge (z.B. LANDKREIS OSNABRÜCK 2009) und die hier vorgeschlagenen Zusatzfaktoren können nicht gleichzeitig eingesetzt werden.

Ferner ist zu beachten, dass bei erheblich veränderten Gewässern i.S.d. WRRL insbesondere im Emsgebiet ein landeskulturell bedingter, enger Rahmen bei Aufwertungen besteht. Naturnahe Gewässerverläufe dürften in absehbarer Zukunft nur im Ausnahmefall als Zielperspektive in Betracht kommen.

Bei der Ableitung von Aufwertungspotentialen ist die Höchstgrenze des jeweiligen Bewertungsmodells einzuhalten. Inwieweit jedoch systemimmanente Begrenzungen (z.B. 2,5 WE/m² bei der Neuschaffung von Biotopen im Osnabrücker Modell) einzuhalten sind, kann regelmäßig nur in einer qualifizierten Einzelfallbetrachtung entschieden werden, wobei die tatsächlichen Entwicklungsmöglichkeiten des Gewässers unter Berücksichtigung des Umlandes und der Verhältnisse im Ober- und Unterlauf darzustellen sind.

Die „Deckelung“ des Aufwertungspotentials innerhalb des Osnabrücker Modells wird wie folgt begründet:

„Externen Kompensationsmaßnahmen können in der Regel Wertigkeiten von bis zu 2,5 WE beigemessen werden. Eine noch höhere Bewertung ist wegen der meist nicht gegebenen planerischen Kalkulierbarkeit ausgeschlossen (z. B. Zielerreichung nach mehr als einer Generation)“ (LANDKREIS OSNABRÜCK 2009).

Diese Aussage ist vermutlich dem verständlichen Bestreben der Antragsteller geschuldet, möglichst hohe Aufwertungsraten zu begründen, um den Mitteleinsatz zu minimieren. Inwieweit diese Begrenzung jedoch auch bei der Neuschaffung oder Umgestaltung von limnischen Systemen begründet ist, wäre zu erörtern. Angesichts hoher interner Morphodynamik, schneller Wiederbesiedlungsraten, kurzer Nahrungsketten, schneller Stoffumsätze und vieler anderer Besonderheiten von Gewässern (vgl. Kap. 5) sprechen viele Indizien dafür, dass auch eine wesentlich schnellere Zielerreichung möglich sein kann, wenn die erforderlichen biotischen und abiotischen Rahmenbedingungen gegeben sind.

Ob diese Bedingungen bestehen (z.B. Wassergüte) oder im Rahmen von Maßnahmen hergestellt (z.B. Habitatstrukturen) bzw. erhalten werden können (z.B. durch angepaßte Unterhaltung) und ob eine Wiederbesiedlung aus Nachbargebieten erfolgen kann, ist jedoch bei sachgerechter Bearbeitung mit hoher Genauigkeit zu prognostizieren. Sofern diese Voraussetzungen plausibel begründet werden können, sollte im Einzelfall an Gewässern auch ein höherer Zielbiotopwert als 2,5 WE/ha angesetzt werden können.

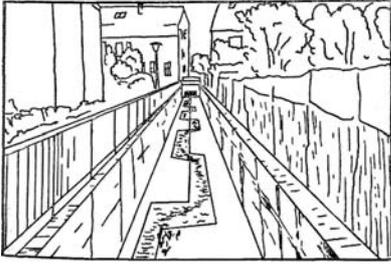
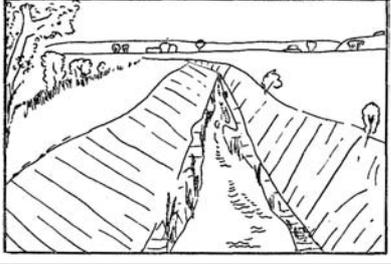
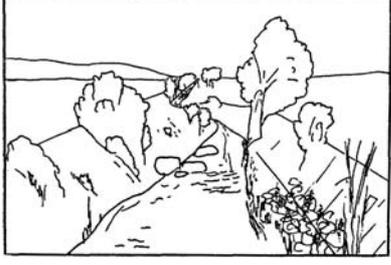
Ökologische Zustandsstufen (BRUNKEN 1986)	Osnabrücker Modell 2009	Niedersächsi- scher Städtetag	Fachbehörde Naturschutz
(-)	Verrohrter Bach (FXR)		
(-)	0 - 1,0	0	I
	Völlig ausgebauter Bach (FXV)		
Extrem naturfern (6)	1,0 - 1,5	2	I
	Stark ausgebauter Bach (FXS)		
Sehr naturfern (5)	1,3 - 2,0	3	II (III)
	Mäßig ausgebauter Bach (FXM)		
Naturfern (4)	1,6 - 2,5	4	III (IV)
	Mäßig ausgebauter Bach (FXM) / Naturnaher Bach (FB)		
Bedingt naturnah (3)	2,6 - 3,5	4 - 5	IV (V)
	Naturnaher Bach (FB)		
Natürlich/naturnah (1) (2)	2,6 - 3,5 (- 5)	5	V

Abbildung 28: Bewertungsrahmen für Fließgewässer

6.3 Sachbezogene Schnittstellen

6.3.1 Bestehende Bewertungssystematik

Vorliegende Bewertungssysteme der naturschutzfachlichen Eingriffsregelung wie auch der WRRL-Qualitätskomponenten basieren auf 5-stufigen Skalensystemen.

Das von BREUER (1994, 2006), NMU (2003) und BIERHALS (2004) beschriebene System der Niedersächsischen Fachbehörde für Naturschutz hat bereits vor der Verabschiedung der WRRL eine Klassifizierung der wichtigsten Parameter vorgenommen, die zur Beschreibung von Gewässerfunktionen benötigt werden (vgl. Tabelle 22).

Tabelle 22: Bewertung des Schutzgutes Wasser in der Naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung

Wertstufe	Gewässergüte	Wasserführung	Fließgewässer-Biototypen	Vorkommen von Arten
V (bes. Bedeutung)	Nicht belastet	Kaum verändert	Naturnah	Vom Aussterben bedrohte, extrem seltene Arten, zahlreiche Arten in überdurchschnittlichen Beständen
IV (bes. bis allgem. Bedeutung)	Mäßig belastet		Mäßig ausgebaut bis naturnah	Stark gefährdete Arten, überdurchschnittliche Bestandsgrößen
III (allgem. Bedeutung)	Kritisch belastet	Stärker verändert	Mäßig ausgebaut	Gefährdete Arten kommen vor, hohe Artenzahlen
II (allgem. bis geringe Bedeutung)	Stark verschmutzt		Stark ausgebaut	Gefährdete Arten fehlen, unterdurchschnittliche Artenzahlen
I (geringe Bedeutung)	Sehr stark verschmutzt	Völlig verändert	Völlig ausgebaut	Anspruchsvollere Arten fehlen

Mit den Bewertungskriterien „Gewässergüte“, „Wasserführung“, „Biototypen“ und „Arten“ bestehen direkte Schnittstellen zwischen der Eingriffsregelung und allen Qualitätskomponenten der WRRL (vgl. folgende Tabellen).

Tabelle 23: Bewertung hydromorphologischer Qualitätskomponenten in der WRRL (Richtlinie 2000/60/EG)

Zustand	Wasserhaushalt	Durchgängigkeit	Morphologie
Sehr gut	Menge und Dynamik der Strömung und die sich daraus ergebende Verbindung zum Grundwasser entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Die Durchgängigkeit wird nicht durch menschliche Tätigkeiten gestört und ermöglicht eine ungestörte Migration aquatischer Organismen und den Transport von Sedimenten.	Laufentwicklung, Variationen von Breite und Tiefe, Strömungsgeschwindigkeiten, Substratbedingungen sowie Struktur und Bedingungen der Uferbereiche entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.
gut	Bedingungen, unter denen die für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
mäßig	Bedingungen, unter denen die für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
unbefriedigend			
Schlecht			

Tabelle 24: Bewertung physikalisch-chemischer Qualitätskomponenten in der WRRL (Richtlinie 2000/60/EG)

Zustand	Allgemeine Bedingungen	Spezifische synthetische Schadstoffe	Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe
Sehr gut	Die Werte für die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind. Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist. Salzgehalt, pH-Wert, Säureneutralisationsvermögen und Temperatur zeigen keine Anzeichen anthropogener Störungen und bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.	Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichsten Analysestechniken	Die Konzentrationen blieben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist (Hintergrundwerte).
gut	Die Werte für die Temperatur, den Sauerstoffgehalt, den pH-Wert, das Säureneutralisationsvermögen und den Salzgehalt gehen nicht über den Bereich hinaus innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind. Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.	Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EG und der Richtlinie 98/8/EG (< Umweltqualitätsstandard)	Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EG und der Richtlinie 98/8/EG (< Umweltqualitätsstandard).
mäßig	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
unbefriedigend			
Schlecht			

Tabelle 25: Bewertung biologischer Qualitätskomponenten in der WRRL: Makrophyten/ Phytobenthos

Zustand	Begriffsbestimmung (Richtlinie 2000/60/EG)
Sehr gut	Die taxonomische Zusammensetzung entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen unter Abwesenheit störender Einflüsse. Keine erkennbaren Änderungen der durchschnittlichen makrophytischen und der durchschnittlichen phytobenthischen Abundanz
gut	Die makrophytischen und phytobenthischen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen oder höheren Pflanzen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers oder Sediments in unerwünschter Weise stören würde. Die phytobenthische Lebensgemeinschaft wird nicht durch anthropogene Bakterienzotten und anthropogene Bakterienbeläge beeinträchtigt.
Mäßig	Die Zusammensetzung der makrophytischen und phytobenthischen Taxa weicht mäßig von der der typspezifischen Gemeinschaft ab und ist in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei gutem Zustand der Fall ist. Es sind mäßige Änderungen der durchschnittlichen makrophytischen und der durchschnittlichen phytobenthischen Abundanz erkennbar. Die phytobenthische Lebensgemeinschaft kann durch anthropogene Bakterienzotten und anthropogene Bakterienbeläge beeinträchtigt und in bestimmten Gebieten verdrängt werden.
Unbefriedigend	
Schlecht	

Tabelle 26: Bewertung biologischer Qualitätskomponenten in der WRRL: Benthische wirbellose Fauna

Zustand	Begriffsbestimmung (Richtlinie 2000/60/EG)
Sehr gut	Die taxonomische Zusammensetzung und die Abundanz entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen unter Abwesenheit störender Einflüsse. Der Anteil störungsempfindlicher Taxa im Verhältnis zu robusten Taxa zeigt keine Anzeichen für eine Abweichung von den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind. Der Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa zeigt keine Anzeichen für Abweichungen von den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.
Gut	Die wirbellosen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Der Anteil der störungsempfindlichen Taxa im Verhältnis zu den robusten Taxa zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von den typspezifischen Werten. Der Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von typspezifischen Werten.
Mäßig	Die wirbellosen Taxa weichen in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Wichtige taxonomische Gruppen der typspezifischen Gemeinschaft fehlen. Der Anteil der störungsempfindlichen Taxa im Verhältnis zu den robusten Taxa und der Grad der Vielfalt liegen beträchtlich unter dem typspezifischen Wert und in signifikanter Weise unter den Werten, die für einen guten Zustand gelten.
Unbefriedigend	
Schlecht	

Tabelle 27: Bewertung biologischer Qualitätskomponenten in der WRRL: Fischfauna

Zustand	Begriffsbestimmung (Richtlinie 2000/60/EG)
Sehr gut	Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse. Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden. Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Art hin.
Gut	Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Arten in der Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen Anzeichen für Störungen aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, so dass einige Altersstufen fehlen können.
Mäßig	Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Fischarten in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Die Altersstruktur der Fischgemeinschaften zeigt größere Anzeichen anthropogener Störungen, so dass ein mäßiger Teil der typspezifischen Arten fehlt oder sehr selten ist.
Unbefriedigend	
Schlecht	

6.3.2 Schnittstellen

Aufgrund der unterschiedlichen Zielsetzungen von WRRL und Eingriffsregelung werden die jeweiligen Bewertungsparameter teilweise unterschiedlich gewichtet:

- Die hydromorphologischen Qualitätskomponenten der WRRL werden im Detail nicht als objektive Größen definiert, sondern indirekt durch die Präsenz biologischer Indikatoren beschrieben (vgl. Tabelle 23). Demgegenüber bezieht sich das Bewertungssystem der Eingriffsregelung vornehmlich auf Befunde der Gewässerstrukturkartierung.
- Auch die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten der WRRL werden nur ansatzweise mit konkreten Schwellenwerten beschrieben, sondern weitgehend indirekt über die Ausprägung biologischer Komponenten bewertet (vgl. Tabelle 24).

Im Hinblick auf den orientierenden Charakter der WRRL, die durch nationales Recht und die konkrete Praxis zu konkretisieren ist, sind diese Abweichungen nicht von grundsätzlicher Bedeutung. Vielmehr ist davon auszugehen, dass sich mit einer zunehmenden Praxisnähe auch eine größere Übereinstimmung dieser Qualitätskomponenten mit der o.a. Systematik der Eingriffsregelung ergeben wird, da diese auf empirischen Befunden, z.B. der Strukturgütekartierung basiert (vgl. Tabelle 28).

Die allgemeinen Vorgaben der WRRL zur Bewertung der Biokomponenten (vgl. Tabelle 25 bis Tabelle 27) sind durch die entsprechenden Methodenhandbücher (vgl. SCHAUMBURG et al. 2006, MEIER et al. 2006 und MOSCH 2008) für die praktische Anwendung konkretisiert worden. Da es sich hierbei um Berechnungsverfahren mit teilweise komplexeren Algorithmen handelt, besteht eine Nachvollziehbarkeit von Bewertungen im Regelfall nur auf Expertenebene.

Der für jede Biokomponente ermittelte Indexwert beinhaltet eine hoch aggregierte Aussage, die für den untersuchten Gewässerabschnitt repräsentativ sein soll. Nach MOSCH (2008) gehen z.B. in den Summenindikator für die Fischfauna die Parameter „Artenzusammensetzung“, „Artenabundanz“ und „Altersstrukturen der Fischbestände“ ein.

In Gewässern, die eine sehr hohe Wertung erhalten, ist aufgrund der zu erwartenden Habitatkomplexität auch mit einem höheren Anteil gefährdeter Arten zu rechnen, so dass grundsätzlich eine Kompatibilität zur o.a. Bewertungssystematik der Eingriffsregelung zu unterstellen ist (s.a. Tabelle 28). Im Einzelfall kann auf die der Bewertung zugrunde liegenden Basisdaten zurückgegriffen werden, um z.B. einen Abgleich mit Kriterien der Eingriffsregelung (Rote Liste-Status) vorzunehmen.

Tabelle 28: Biologische Bewertungskriterien in WRRL und Eingriffsregelung sowie Strukturgüte

WRRL				Eingriffsregelung			Gewässerstrukturgütekartierung - Detailverfahren
Ökologischer Zustand	Makrophyten/Phytobenthos	Wirbellose	Fischfauna	Wertstufe	Fließgewässer-Biotypen	Vorkommen von Arten	
	SCHAUMBURG et al. (2006)	MEIER et al. (2006)	MOSCH (2008)	BREUER (2006)	BIERHALS (2004)	NMU (2003)	RASPER (2001)
	Silikatisch bzw. organisch geprägte Fließgewässer	Saprobie Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche			v. DRACHENFELS (2004)		Güteklasse (Indexspanne)
Sehr gut	1,00 – 0,72	≤1,65	3,76 – 5,00	V (bes. Bedeutung)	Naturnah	Vom Aussterben bedrohte, extrem seltene Arten, zahlreiche Arten in überdurchschnittlichen Beständen	1 (1 – 1,7)
							2 (1,8 – 2,6)
gut	0,71 – 0,51	>1,65-2,15	2,51 – 3,75	IV (bes. bis allgem. Bedeutung)	Mäßig ausgebaut bis naturnah	Stark gefährdete Arten, überdurchschnittliche Bestandsgrößen	3 (2,7 – 3,5)
mäßig	0,50 – 0,28	>2,15-2,75	2,01 – 2,50	III (allgem. Bedeutung)	Mäßig ausgebaut	Gefährdete Arten kommen vor, hohe Artenzahlen	4 (3,6 – 4,4)
unbefriedigend	0,27 – 0,00	>2,75-3,40	1,51 – 2,00	II (allgem. bis geringe Bedeutung)	Stark ausgebaut	Gefährdete Arten fehlen, unterdurchschnittliche Artenzahlen	5 (4,5 – 5,3)
							6 (5,4 – 6,2)
Schlecht	-	>3,40	1,00 – 1,50	I (geringe Bedeutung)	Völlig ausgebaut	Anspruchsvollere Arten fehlen	7 (6,3 – 7)

In der praktischen Anwendung sind innerhalb der WRRL-Systematik einige Schwierigkeiten erkennbar:

- Die Zahlenwerte der WRRL-Verfahren erzeugen vordergründig eine hohe Genauigkeit der Einstufungen. Tatsächlich bestehen jedoch Unsicherheiten, die sich aus dem Probenahmeort, dem Aufnahmezeitpunkt, lokalen Besonderheiten und der Typisierung der Indikatororganismen ergeben können.
- Die Bewertung der o.a. Biokomponenten wird für einzelne Gewässerabschnitte zu unterschiedlichen Bewertungen führen, so dass im Einzelfall eine Gesamtbewertung

vorzunehmen ist. Nach der Systematik der WRRL führt dies im Regelfall zu einer Definition des ökologischen Zustands entsprechend des Wertes der am schlechtesten ausgeprägten Biokomponente. Erfahrungen zeigen, dass derartige Wertungen nicht schematisch, sondern unter Berücksichtigung der lokalen Bedingungen durch Experten vorgenommen werden müssen.

- Daten aus der WRRL-Bestandsaufnahme liegen nur in einem relativ groben Netz vor, so dass bei der Realisierung konkreter Vorhaben detaillierte und maßstabsgerechte Erfassungen und Bewertungen vorzunehmen sind.

Insgesamt bilden die WRRL-Bestandsdaten eine Grundlage zur Bewertung zentraler Gewässerfunktionen, die auch für die Bearbeitung der Eingriffsregelung im Gewässerbereich unverzichtbar bzw. von Bedeutung sind. Je nach Fragestellung und lokalen Bedingungen müssen unter Umständen ergänzende Daten erhoben werden, um die Eingriffsregelung erschöpfend darstellen zu können: Zumindest in Vogelschutzgebieten wäre regelmäßig auch von der Berücksichtigung der Avifauna auszugehen. In sonstigen Schutzgebieten ergibt sich weiterer Untersuchungsbedarf aus den formulierten Erhaltungszielen oder vorliegenden Bestandsdaten.

Die Gegenüberstellung beider Instrumente läßt in formaler und inhaltlicher Hinsicht eine weitgehende Durchlässigkeit in beiden Richtungen erwarten, so dass die Integration der WRRL-Kriterien in Bewertungsverfahren zur Eingriffsregelung grundsätzlich möglich erscheint.

Aufgrund der engen Verknüpfung bereits auf der Sachebene – nicht erst auf der Bewertungsebene – sind zudem die Voraussetzungen für eine weitgehende Rechtssicherheit gegeben. Alle getroffenen Einschätzungen sind im Detail nachvollziehbar.

Nach aktuellem Sachstand erscheint die Bewertungssystematik der WRRL auf der Sachebene allerdings nur mit dem Modell der Fachbehörde für Naturschutz direkt kompatibel. Die anderen betrachteten Modelle sehen eine schutzgutbezogene Analyse nur im Ausnahmefall vor und können die betreffenden Belange nur verbal bzw. durch pauschale Aufwertung von Biotopwerten berücksichtigen.

6.3.3 Bewertungsansatz

Vorbehaltlich der methodischen Weiterentwicklung der WRRL und der Methodenverbesserung in der Eingriffsregelung wird ein Ansatz vorgestellt, mit dem gewässerbezogene Kompensationsmaßnahmen in einem Schutzgutmodell angemessen abgebildet werden können.

Die inhaltliche Differenzierung der Bewertungskriterien folgt zunächst den publizierten Definitionen (vgl. z.B. Tabelle 22, Tabelle 28), sollte im Hinblick auf die spezifische Schnittstellenfunktion aber künftig weiter ausformuliert werden.

Tabelle 29: Bewertungsmodul zum Schutzgut Wasser (Fließgewässer)

WK	Hydromorphogische Qualitätskomponenten			Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten		Biologische Qualitätskomponenten			Spezifische naturschutzfachliche Kriterien		
	A	A	A	A	X	B	B	B	A	A	A
MA	A	A/X	B/X	B/X		A	A	A	A	B	A
Wertstufe	Morphologie	Durchgängigkeit	Wasserhaushalt	Allgem. phys.-chem. Bedingungen	Schadstoffe	Makrophyten	Wirbellose	Fischfauna	Artenschutz, Rote Liste	Biotop-typ	Besondere Funktionen
V											
IV											
III											
II											
I											

Legende: WK (Wasserkörper), MA (Maßnahmenabschnitt), A (Hauptkriterium), B (Hilfskriterium), X (Ausschlusskriterium)

Bestandserfassung

Die Datenaufnahme erfolgt nach anerkannten Verfahren bzw. durch Nutzung abgesicherter Informationen, wie z.B.:

- Morphologie (RASPER 2001, Strukturgütekarten)
- Durchgängigkeit (Bestandsaufnahme zu Gebietsberichten der WRRL, Angaben von Unterhaltungsverbänden)

- Wasserhaushalt (Pegelaufzeichnungen, Sichtbeobachtungen, Angaben von Unterhaltungsverbänden)
- Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (Wassergüteberichte, WRRL-Monitoring, Bestandsaufnahme WRRL, projektbezogene Untersuchungen)
- Makrophyten/Phytobenthos (SCHAUMBURG et al. 2006)
- Wirbellose (MEIER et al. 2006)
- Fischfauna (MOSCH 2008)
- Artenschutz (aktuelle Rote Listen, BundesartenschutzVO)
- Biotoptyp (v. DRACHENFELS 2004 bzw. aktueller, BIERHALS 2004)
- Besondere Funktionen des Naturhaushalts und des Landschaftsbilds (Landschaftsrahmenpläne, Landschaftspläne u.a.)

Bestandsbewertung

Bei allen Maßnahmen an Fließgewässern sind die Gesamtheit des Wasserkörpers gemäß WRRL sowie der von Maßnahmen direkt betroffene Abschnitt differenziert darzustellen.

1) Auf der Ebene des Wasserkörpers (WK) werden die Hauptkriterien

- Morphologie (z.B. Laufverkürzung, Strukturgüte, Sohltiefe, Sohlstruktur),
- Durchgängigkeit (Querbauwerke),
- Wasserhaushalt (z.B. Wasserstände, Niedrigwasserabflüsse),
- Allgemeine physikalisch-chemische Bedingungen (Allgemeine Gewässergüte),
- Schadstoffe,
- Artenschutz, Rote Liste-Vorkommen,
- Biotopkomplexe,
- Besondere Funktionen (z.B. Schutzgebiete, Landschaftsbild, Biotopvernetzung)

maßstabsgerecht (d.h. 1:25.000 bis 50.000) untersucht, dargestellt und orientierend bewertet. Hierbei wird für jedes Hauptkriterium eine Einzelbewertung (vgl. Tabelle 29) vorgenommen. Ergänzend wird geprüft, welche Vorinformationen zu den biologischen Komponenten des Wasserkörpers vorliegen.

Unter Beachtung des Prinzips „one out – all out“ und der Darlegung von Datenlücken erfolgt eine vorläufige zusammenfassende Bewertung des Wasserkörpers.

Sofern Befunde für eine signifikante Nähr- oder Schadstoffbelastung vorliegen, die einer besseren Ausprägung der biologischen Komponenten entgegen stehen können, sind detaillierte Prüfungen der Rechtfertigung von Maßnahmen vorzunehmen.

Aus der orientierenden Darstellung der Defizite und Verbesserungspotentiale des Wasserkörpers werden Lage und Zielsetzung der geplanten Umgestaltungsmaßnahmen abgeleitet und im Hinblick auf die funktionale Bedeutung für das Gesamtsystem (den Wasserkörper i.S.d. WRRL) bewertet.

2) Im zweiten Arbeitsschritt wird der vorgesehene Umgestaltungsabschnitt nach den Hauptkriterien

- Morphologie (z.B. frühere Gewässerbetten, Strukturgüte),
- Durchgängigkeit (Querbauwerke),
- Makrophyten/Phytobenthos,
- Wirbellose,
- Fischfauna,
- Artenschutz, Rote Liste-Vorkommen,
- Besondere Funktionen (z.B. Schutzgebiete, Landschaftsbild, Biotopvernetzung, weitere Organismengruppen, z.B. Vögel, Amphibien)

maßstabsgerecht (d.h. 1.000 bis 10.000) untersucht, dargestellt und bewertet. Hierbei wird für jedes Hauptkriterium eine Einzelbewertung (vgl. Tabelle 29) vorgenommen. Die Hilfskriterien Wasserhaushalt und Biotoptypen werden ebenfalls bewertet, fließen in die Gesamtbewertung jedoch nur ein, wenn sie zu gravierenden Abweichungen vom Gesamtergebnis führen würden.

Die Hauptkriterien Morphologie, biologische Qualitätskomponenten und Durchgängigkeit erfordern vertiefende Erfassungen und können in der Regel nicht oder nur bedingt aus vorliegenden Informationen abgeleitet werden.

Sofern sich aus Sichtbefunden oder vorliegenden Gewässergütedaten Anzeichen für erhebliche stoffliche Belastungen des Wasserkörpers ergeben, sind die Prognosen zur Entwicklung der Biokomponenten diesbezüglich kritisch zu erörtern und ggf. anzupassen.

Unter Beachtung des Prinzips „one out – all out“ und der Darlegung von Datenlücken erfolgt eine zusammenfassende Bewertung des umzugestaltenden Wasserkörpers entsprechend der o.a. 5-stufigen Skala (Tabelle 29).

Maßnahmenbewertung

Unter Beachtung planerischer Rahmenbedingungen wird das Aufwertungspotential der vorgesehenen Umgestaltungsmaßnahmen flächengenau dargestellt, beschrieben und mit Hilfe der o.a. Hauptkriterien bewertet.

Die Prognose basiert auf einer fachspezifischen Darstellung der Entwicklungsmöglichkeiten der einzelnen Biokomponenten unter Berücksichtigung der typspezifischen natürlichen Referenzzustände und planerischer Rahmenbedingungen, wie z.B.:

- Umfang möglicher morphologischer Änderungen im Hinblick auf die signifikante Beeinträchtigung von Nutzungen (z.B. Flächeninanspruchnahme, Gewässerdynamik, Gewährleistung dräntiefer Vorflut, Unterhaltung usw.)
- Mangelhafte allgemeine Gewässergüte als Entwicklungshindernis für anspruchsvollere Lebensgemeinschaften (Nährstoffniveau)
- Nicht minimierbare Sandfrachten als Besiedlungshindernis für das Makrozoobenthos
- Eingeschränkte lineare Durchgängigkeit des Gewässers außerhalb des Maßnahmenbereichs

Auf der Grundlage der Einzelbewertungen der Hauptkriterien „Morphologie“ und „Biokomponenten“ (ggf. auch „Durchgängigkeit“ und „Besondere Funktionen“) erfolgt eine zusammenfassende Bewertung des Aufwertungspotentials der jeweiligen Abschnitte der Umgestaltungsmaßnahme.

Funktionen von Teilflächen außerhalb des Wasserkörpers (z.B. Randstreifen, Herstellung von Vernetzungskorridoren) werden im Hinblick auf ihre prognostizierte Bedeutung für die Biokomponenten innerhalb des Wasserkörpers sowie im Hinblick auf die Veränderung des Biotoptyps bewertet.

Biotoptypen des Wasserkörpers gehen in die Bewertung nur als Hilfskriterium ein.

Die Bewertungsschritte sind zu begründen und zu dokumentieren.

6.3.4 Einschätzung

Mit der Verwendung des Biotoptyps als Hilfskriterium zugunsten einer höheren Bedeutung der Biokomponenten und des Kriteriums Morphologie wird auch eine höhere Flexibilität bei der Bewertung erreicht. Gleichzeitig erfolgt eine stärkere Vernetzung der Bewertungssysteme von WRRL und Eingriffsregelung auf einer transparenten Sachebene. Hiermit verbunden ist auch ein erheblicher Zuwachs an Rechtssicherheit.

Insofern bedarf die Anwendung dieses Moduls nicht nur in der Testphase weiterer methodischer Differenzierung und Erläuterung, sondern wäre auch in der Praxis mit einem hohen Anteil verbal-argumentativer Ausführungen verbunden. Ohne die teilweise artbezogene Einschätzung konkreter Ausprägungen der Biokomponenten können geplante Verbesserungen u.U. nicht nachvollziehbar begründet werden. Die Anwendung dieses Moduls vollzieht konsequent die bereits in der WRRL angelegte stärkere Einbindung biologischen Fachwissens in die Gewässerentwicklung und beinhaltet somit eine höhere Sicherheit für das Erreichen der prognostizierten Aufwertungen.

6.4 Pauschale Bewertungsaufschläge

Auf Basis der in Kap. 6.2 formulierten Grundsätze und der Bewertungsverfahren

- Niedersächsischer Städtetag (2008),
- Fachbehörde für Naturschutz (1994 ff.),
- Osnabrücker Modell (LANDKREIS OSNABRÜCK 1997) sowie
- des in Kap. 6.3 vorgestellten Ansatzes

können ergänzend zu dem jeweils ermittelten Aufwertungsumfang externer Kompensationsmaßnahmen an Gewässern verschiedene Aufschläge vorgenommen werden, sofern diese durch eine verbal-argumentative Begründung der prognostizierten Aufwertungen auf Basis konkreter Funktionen im Einzelfall zu begründen sind.

Die Aufschläge werden entsprechend des Höchstprinzips vorgenommen. Der jeweils höchste Einzelwert für einen Faktor kommt zur Anwendung.

Die Faktoren für Effizienz, Dynamik und Pufferfunktionen beziehen sich auf unterschiedliche räumlichen Einheiten (vgl. Abbildung 29):

- Die Faktoren des Effizienzfaktors beziehen sich nur auf den Wasserkörper und unmittelbar angrenzende Uferzonen (incl. Nebengewässer, Röhrichte (keine Landröhrichte) und Sümpfe).
- Die Faktoren des Dynamikfaktors beziehen sich auf Flächen zwischen Mittelwasser und regelmäßigen Hochwasserständen.
- Die Faktoren des Pufferfaktors beziehen sich auf unmittelbar an das Gewässer angrenzende Flächen oberhalb von Hochwasserständen.

Bei gleichzeitiger Vergabe von Effizienz- und Durchgängigkeitsfaktoren werden die Einzelergebnisse bezogen auf die Fläche des Wasserkörpers addiert.

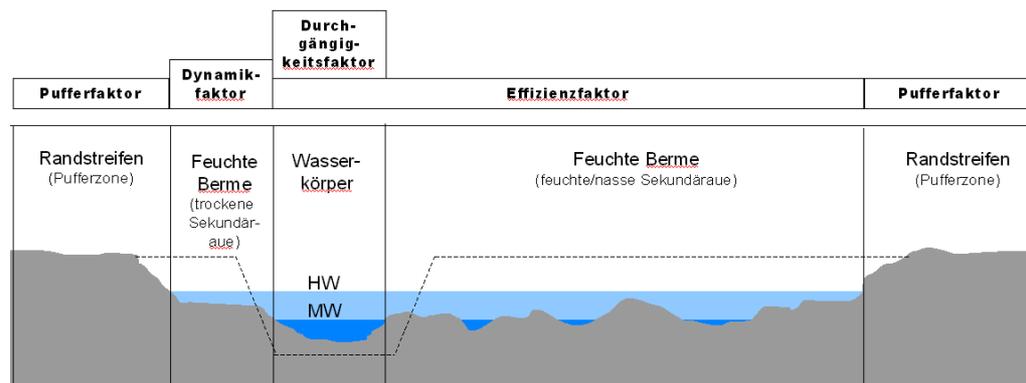


Abbildung 29: Räumlicher Bezug der pauschalen Bewertungsaufschläge

Generell gilt, dass die zur Einstufung erforderlichen Flächen- und Längenangaben begründet und kartographisch exakt zu ermitteln sind. Sofern die Daten nur in unzureichender Genauigkeit vorliegen, muß die Einstufung so genau vorgenommen werden, dass eine eindeutige Zuordnung zu den angegebenen Klassengrößen möglich ist.

Die verwendeten Begriffe „Wasserkörper“ und „Einzugsgebiet“ beziehen sich auf die Definitionen der Wasserrahmenrichtlinie. Abweichungen von diesen Festlegungen können die Ergebnisse der Bewertung erheblich verfälschen.

6.4.1 Effizienzfaktor

Mit der Vergabe des Effizienzfaktors erfolgt eine Anpassung von Biotopwertungen unter Berücksichtigung der in Kap. 5.2 - 5.4 und 5.6 dargestellten Funktionen.

Der Faktor wird nur bei baulichen Umgestaltungen des Gewässerquerschnitts unterhalb des Mittelwasserspiegels (z.B. Reduzierung des Niedrigwasserquerschnitts, Verbesserung der Sohlstruktur) und für die Anlage von ausgedehnten Bermen (z.B. Anlage einer Sekundäraue) in unmittelbarer Nähe des Mittelwasserspiegels vergeben. In Tidegewässern wird das Mitteltidehochwasser als Bezugsgröße verwendet. Voraussetzung ist, dass sich in diesen Bereichen eine für limnische Systeme standortgerechte Vegetation etablieren kann.

Bezugsgröße ist die von den Maßnahmen betroffene Wasserfläche bei Mittelwasser sowie unmittelbar angrenzende bodenfeuchte Uferzonen über Mittelwasser innerhalb des Umgestaltungsbereichs. Grundlage der Flächenermittlung ist in allen Fällen die räumliche Ausdehnung (Breite, Verlauf, Länge) des Gewässers zum 22.12.2000 (Inkrafttreten der

WRRL). Im Regelfall entspricht dies dem aktuellen Zustand. Sofern an einem Gewässer bereits Renaturierungsmaßnahmen erfolgt sind, ist der Bezug auf das Jahr 2000 u.U. wesentlich für die Ermittlung der Faktoren.

Aufwertungen außerhalb des Wasserkörpers werden in Kap. 6.4.3 berücksichtigt.

Definitionen

Bestandteile des Effizienzfaktors sind:

- 1) Pauschale Wertung für die Verbesserung von Gewässerfunktionen, die nicht flächenbezogen darstellbar sind.
- 2) Verlängerung von Gewässerläufen, die in der Vergangenheit begradigt worden sind (Verlängerungsstrecke bezogen auf die aktuelle Gesamtlänge des Wasserkörpers in %)
- 3) Größe der Umgestaltungsmaßnahme als Maß für die Reichweite der Verbesserung (Wirkbereich der Maßnahme bezogen auf die Gesamtfläche des Wasserkörpers bei Mittelwasser in %, ohne Anrechnung sog. „Strahlwirkungen“). Hierbei darf nur die tatsächlich umgestaltete Grundfläche mit nachweisbarem Zusatznutzen für Gewässerlebensgemeinschaften, nicht z.B. die gesamte Wasserfläche berücksichtigt werden
- 4) Anteil von Naturschutzflächen im Einzugsgebiet des Wasserkörpers (nach Naturschutzrecht geschützte Flächen, Natura 2000-Flächen, Vorranggebiete Natur und Landschaft in % der Gesamtfläche des Einzugsgebiets). Die Bildung von Teileinzugsgebieten ist nicht zulässig.

Sofern die Maßnahmen nicht innerhalb des WRRL-Gewässernetzes erfolgen oder die vorliegende Abgrenzung des WRRL-Wasserkörpers mit den Entwicklungsmaßnahmen kollidiert (z.B. bei Maßnahmen im Grenzbereich von zwei Wasserkörpern), ist ein vorhabenbezogener Wasserkörper zu bestimmen und zu begründen.

Tabelle 30: Ermittlung des Effizienzfaktors

Nr.	Kriterium	Einheit	Effizienzfaktor					Bem.
			1,5	2	2,5	3	3,5	
1	Gewässerfunktionen	-	x					a)
2	Laufverlängerung [m]	[%]		< 1	1 - 2,5	2,5 - 5	5 - 10	b)
3	Maßnahmenanteil an der Wasserkörperfläche [m ²]	[%]	< 1	1 - 5	5 - 10	10 - 50	> 50	c)
4	Naturschutzflächen im Einzugsgebiet des Wasserkörpers	[ha] [%]	< 1	1 - 10	10 - 25	25 - 50	> 50	d)

Bemerkungen

- a) Bei allen fachlich begründeten Gestaltungsmaßnahmen i.S. der o.a. Definitionen wird grundsätzlich eine erhöhte Funktionssteigerung für den Wasserkörper angenommen und mit dem Faktor 1,5 angegeben.
- b) Eine Verlängerung des Gewässerlaufs wird bei erheblich veränderten Gewässern mindestens mit dem Faktor 2 eingestuft. Eine weitere Verlängerung kann mit höheren Aufschlägen versehen werden. Verlängerungen über 10 % der aktuellen Länge hinaus sind im Einzelfall zu bewerten. Dieses Kriterium kommt nur zur Anwendung, wenn aufgrund der historisch belegten Referenzlänge des Gewässers eine Verlängerung des Wasserkörpers im Hinblick auf den ökologischen Zustand erforderlich ist.
- c) Sonderfälle wie z.B. die Aufhebung längerer Verrohrungsstrecken sind anhand der konkreten örtlichen Bedingungen zu analysieren und zu bewerten. So wäre bei der Entfernung einer Rohrstrecke zunächst zu prüfen, ob das damit verbundene erhebliche Biotop-Aufwertungspotential (vgl. Abbildung 28) oder der Durchgängigkeitsfaktor (vgl. Kap. 6.4.4) nicht geeignetere Instrumente zur angemessenen Abbildung des Wertzuwachses wären als der Effizienzfaktor.
- d) Einzugsgebiete von Gewässerabschnitten ober- und unterhalb des betreffenden Wasserkörpers werden nicht berücksichtigt.

6.4.2 Dynamikfaktor

Mit der Vergabe des Dynamikfaktors erfolgt eine Korrektur von Biotopwertungen unter Berücksichtigung der in Kap. 5.3 und 5.5 dargestellten Funktionen. Hierbei handelt es sich um Flächen,

- die weiterhin land- oder forstwirtschaftlich genutzt werden und insofern kein relevantes Biotopentwicklungspotential beinhalten, jedoch regelmäßigen Überschwemmungen unterliegen (Primäraue) oder
- die infolge der Maßnahme (z.B. Reliefänderung, Anlage einer Sekundäraue) ein höheres Biotopentwicklungspotential aufweisen und regelmäßigen Überschwemmungen unterliegen.

Der Faktor wird vergeben, wenn (mindestens) unversiegelte Landflächen zusätzlich als Überflutungsflächen ausgewiesen und genutzt werden. Voraussetzung ist die Entfernung oder Rückverlegung von Deichen, Wällen oder sonstigen Einrichtungen, die bisher eine Überflutung verhindert haben. Es ist sicherzustellen, dass bei Hochwasserereignissen keine nachteiligen Stoffabflüsse in das Fließgewässer erfolgen (z.B. von unbestellten Ackerflächen).

Die Bezugsgröße ist die Fläche, die nach Abschluß der Maßnahme für unregelmäßige Überflutungen gegenüber der Ausgangssituation zusätzlich zur Verfügung steht. Gesteuerte Hochwasserrückhalteflächen sowie unregelmäßige Polder mit definierten Überlaufhöhen werden als technische Bauwerke in diesem Zusammenhang nicht berücksichtigt. Die Bezugsfläche erstreckt sich zwischen der Mittelwasser- bzw. Mitteltidehochwasserlinie und der Linie des möglichen Hochwasserstandes.

Definitionen

Bestandteile des Dynamikfaktors sind:

- 1) Lage der Umgestaltungsmaßnahme im Einzugsgebiet (Größe des oberhalb liegenden Einzugsgebiets in km²)
- 2) Größe der Überschwemmungsfläche im Verhältnis zur Fläche des Wasserkörpers bei Mittelwasser (%)

Hinweis

Da die vorliegenden Biotopschlüssel keine Kategorien für zeitweise Überflutungsereignisse aufweisen, die sich nicht in der Biotopausprägung niederschlagen, wird empfohlen, die bestehenden Bewertungsspielräume dahingehend zu nutzen. Es erscheint begründbar, z.B. Intensivgrünland oder Forstflächen im Einflußbereich von periodisch auftretenden Hochwässern generell höher zu bewerten als Flächen mit demselben Biotoptyp, die vor Überstauung dauerhaft geschützt sind. Innerhalb des Biotoptypenschlüssels der Fachbehörde (DRACHENFELS 2004) sollte die Einbeziehung einer unversiegelten Fläche in das Hochwasserregime eines Gewässers mit der Erhöhung um eine Wertstufe honoriert werden, sofern nicht aufgrund geänderter Standortfaktoren zumindest auf Teilflächen ein höherer Biotopwert zu prognostizieren ist. Innerhalb des Osnabrücker Modells sollte der obere Wert der angegebenen Wertespanne verwendet werden, sofern nicht andere Gründe gegen eine derartige Festsetzung sprechen.

Tabelle 31: Ermittlung des Dynamikfaktors

Nr.	Kriterium	Einheit	Dynamikfaktor					Bem.
			1,5	2	2,5	3	3,5	
1	Größe des Obergebiets	[km ²]	< 1	1 - 50	50 - 250	250 - 1000	> 1000	
2	Anteil der Überschwemmungsfläche an der Wasserkörperfläche	[%]	< 1	1 - 5	5 - 10	10 - 50	> 50	

6.4.3 Pufferfaktor

Mit der Vergabe des Pufferfaktors erfolgt eine Korrektur von Biotopwertungen unter Berücksichtigung der in Kap. 5.3 dargestellten Funktionen.

Der Faktor wird vergeben, wenn entlang des Gewässers Flächen ausgewiesen und dauerhaft gesichert werden, die eine ausgleichende Wirkung zwischen dem Gewässer und angrenzenden Nutzungen wahrnehmen und insbesondere den Stoffeintrag wirksam begrenzen. Diese Wertung trifft grundsätzlich nicht auf technische Bauwerke zu, die u.U. ebenfalls eine puffernde Wirkung wahrnehmen können wie z.B. Deiche, Wege, Straßen und Dämme, da in diesen Fällen Zerschneidungswirkungen dominieren.

Die Bezugsgröße ist die Fläche zwischen der Uferlinie bei Mittelwasserstand bzw. der äußeren Grenze einer feuchten Berme und der äußeren Grenze dieser Pufferzone.

Definitionen

Bestandteile des Pufferfaktors sind:

- 1) Breite des Randstreifens
- 2) Wirkungssteigerung durch beidseitige Randstreifen
- 3) Maßnahmenkombination mit Gewässerumgestaltung
- 4) Gehölzpflanzung bzw. -sukzession als zusätzlich puffernde Vertikalstrukturen

Tabelle 32: Ermittlung des Pufferfaktors

Nr.	Kriterium	Einheit	Pufferfaktor					Bem.
			1,5	2	2,5	3	3,5	
1	Breite des Randstreifens	[m]	3 - 5	> 5				
2	Beidseitiger Randstreifen	[m]		3 - 5	> 5			
3	Nr. 2, zusätzlich: Randstreifen in Kombination mit Gewässerumgestaltung	[m]			3 - 5	> 5		
4	Nr. 2 + 3, zusätzlich: Randstreifen einseitig als Gehölzbestand	[m]				3 - 5	> 5	a)

Bei der Anlage von Randstreifen ist grundsätzlich eine einzelfallbezogene Prüfung der Verträglichkeit erforderlich, um Zielkonflikte mit anderen Naturschutzziele zu vermeiden (z.B. Landschaftsbild, Vogelschutz).

Bemerkungen

- a) Sofern die Anlage von Gehölzbeständen aus anderen Gründen nicht zielführend ist, muß auf die Vergabe der entsprechenden Faktoren verzichtet werden.

6.4.4 Durchgängigkeitsfaktor

Mit dem Durchgängigkeitsfaktor wird die besondere Bedeutung der linearen Barrierefreiheit von Fließgewässern bewertet. Aufgrund der geringen Flächenrelevanz von Querbauwerken erfolgt die Quantifizierung der Maßnahmen mit Hilfe der betroffenen Gewässerabschnitte.

Der Faktor wird vergeben, wenn nach biologisch begründeter Prognose bedeutende Verbesserungen bei den Lebensgemeinschaften v.a. oberhalb eines Querbauwerks zu erwarten sind. Diese Bedingung muß insbesondere bei nur temporär wirksamen Wanderhindernissen im Einzelfall geprüft werden. Bei auch künftig eingeschränkter Durchgängigkeit sind die Faktoren begründet zu reduzieren.

Es wird empfohlen, die Veränderung oder den Rückbau von Querbauwerken nur unter Berücksichtigung des gesamten Wasserkörpers und ggf. des Einzugsgebietes vorzunehmen. Eine kritische Abwägung der Maßnahme ist insbesondere im Hinblick auf nachteilige Eingriffe in den Bodenwasserhaushalt vorzunehmen.

Bezugsgröße für die Ermittlung des Faktors ist die Wasserfläche (Mittelwasserstand) oberhalb des Querbauwerks ggf. bis zum nächsten Querbauwerk bzw. die Gesamtfläche des Einzugsgebiets oberhalb der Maßnahme.

Definitionen

- 1) Wasserfläche i.d.R. oberhalb des Querbauwerks (ha)
- 2) Lage des Querbauwerks im Einzugsgebiet (Größe des oberhalb liegenden Einzugsgebiets in km²)

Tabelle 33: Ermittlung des Durchgängigkeitsfaktors

Nr.	Kriterium	Einheit	Durchgängigkeitsfaktor					Bem.
			1,5	2	2,5	3	3,5	
1	Wasserfläche oberhalb des Querbauwerks	[ha]		< 1	1 - 5	5 - 10	> 10	
2	Größe des Obergebiets	[km ²]	< 1	1 - 50	50 - 250	250 - 1000	> 1000	

6.4.5 Anwendungsbeispiele

6.4.5.1 Beispiel 1: Rückdeichung

Projekt: Rückverlegung des linken Ledadeiches zwischen Ubbehausen und Potshausen (vgl. Kap. 4.3.2)

Maßnahmen: Vergrößerung der tidebeeinflussten Vorländer und Wattflächen durch Rückdeichung; keine Veränderung des Gewässerverlaufs und der Ufer (Bundeswasserstraße)

Tabelle 34: Beispiel 1: Bestimmung des Effizienzfaktors

Nr.	Kriterium	Effizienz-faktor	Begründung
1	Gewässerfunktionen	-	Keine Wertvergabe, da die Maßnahmen flächenhaft darstellbar sind.
2	Laufverlängerung	-	Keine Wertvergabe, da der Gewässerlauf nicht verändert wird
3	Maßnahmenanteil an der Wasserkörperfläche	2	Anlage von Wattflächen (Vergrößerung der Wasserkörperfläche unterhalb MThw): Neue Wattfläche: 3,73 ha; Fläche des Wasserkörpers 04035 Leda und Sagter Ems: 1.497.075 m ² ; Maßnahmenanteil: 2,49 %
4	Naturschutzflächen im Einzugsgebiet	2	Einzugsgebiet des Wasserkörpers: 23.281 ha, Naturschutzfläche: 1.718 ha, Flächenanteil: 7,4 %
Höchstwert		2	
Datenbasis: Die Biotopveränderungen im Vorland gehen soweit in die Berechnung ein, wie sie sich auf Wattflächen (d.h. alle Flächen < MThw) beziehen.			
Ergebnis: Die mit verschiedenen Modellen ermittelten biotopbezogenen Aufwertungspotentiale (vgl. Kap. 4.3.2) werden mit Faktor 2 multipliziert.			
Modell		Modellbezogenes Aufwertungspotential	Modifiziertes Aufwertungspotential
Fachbehörde für Naturschutz		99.500 m ² bezogen auf 1 Wertstufe	199.000 m ² bezogen auf 1 Wertstufe
Modell Niedersächsischer Städtetag		Flächenwert 99.800	Flächenwert 199.600
Osnabrücker Modell		42.900 WE	85.800 WE

Tabelle 35: Beispiel 1: Bestimmung des Dynamikfaktors

Nr.	Kriterium	Dynamik-faktor	Begründung
1	Größe des Obergebiets	3	Das Obergebiet der Leda beträgt am Pegel Potshausen $A_{E0} = 464 \text{ km}^2$
2	Anteil der Überschwemmungsfläche an der Wasserkörperfläche	2	Durch Rückdeichung zusätzlich zur Verfügung stehender Überschwemmungsbereich: ca. 3,7 ha; Fläche des Wasserkörpers 04035 Leda und Sagter Ems: ca. 150 ha; Flächenanteil der Rückdeichung: ca. 2,5 %
Höchstwert		3	
Datenbasis: Die neu geschaffenen Wattflächen sind identisch mit der Fläche, die als zusätzlicher Retentionsraum zur Verfügung steht.			
Ergebnis: Das biotopbezogene Aufwertungspotential der Rückdeichungsfläche von ca. 3,7 ha wird mit dem Faktor 3 multipliziert.			
Modell		Modellbezogenes Aufwertungspotential	Modifiziertes Aufwertungspotential
Fachbehörde für Naturschutz		99.500 m ² bezogen auf 1 Wertstufe	298.500 m ² bezogen auf 1 Wertstufe
Modell Niedersächsischer Städtetag		Flächenwert 99.800	Flächenwert 299.400
Osnabrücker Modell		42.900 WE	128.700 WE

Diese Wertzuordnung erfolgt unabhängig vom o.a. Effizienzfaktor, der sich nur auf Flächen unterhalb Mittelwasser bzw. MThw bezieht. Mit der Inwertsetzung von Überschwemmungsflächen sollen Retentionsfunktionen u.U. auch unabhängig von besonderen Biotopwertigkeiten honoriert werden. Insofern kommt es in diesem konkreten Beispiel zu einer

Überlagerung der Bewertungen. Angesichts der erheblichen technischen und finanziellen Anforderungen bei der Deichverlegung ist dieses Vorgehen angemessen.

Tabelle 36: Beispiel 1: Bestimmung des Pufferfaktors

Nr.	Kriterium	Pufferfaktor	Begründung
1	Breite des Randstreifens	-	Keine Wertvergabe, da die Begrenzung durch ein technisches Bauwerk erfolgt.
2	Beidseitiger Randstreifen	-	
3	Nr. 2, zusätzlich: Randstreifen in Kombination mit Gewässerumgestaltung	-	
4	Nr. 2 + 3, zusätzlich: Randstreifen einseitig als Gehölzpflanzung	-	

Tabelle 37: Beispiel 1: Bestimmung des Durchgängigkeitsfaktors

Nr.	Kriterium	Durchgängigkeitsfaktor	Begründung
1	Wasserfläche oberhalb des Querbauwerks	-	Keine Wertvergabe, da das Vorhaben keine Auswirkungen auf die Durchgängigkeit des Gewässers hat
2	Größe des Obergebiets	-	

Durch die Überlagerung des Effizienz- und des Dynamikfaktors kommt es in diesem Beispiel zu einer Erhöhung des zuvor ermittelten Aufwertungspotentials innerhalb der Rückdeichungsflächen um den Faktor 5. Damit wird der Schaffung neuer Süßwasserwatten (unterhalb des Mittelwasserstandes) und den damit verbundenen Biotopfunktionen sowie den Retentionsfunktionen (oberhalb des Mittelwasserstandes) ein angemessener Ausdruck verliehen. Da weder besondere Pufferbereiche geschaffen wurden, noch die Durchgängigkeit des Gewässers verbessert wurde, kommen die beiden anderen Faktoren nicht zur Anwendung.

6.4.5.2 Beispiel 2: Gewässerumgestaltung

Projekt: Naturnahe Gestaltung eines Abschnitts der Westerender Ehe

Maßnahmen: Umgestaltung eines kanalartigen Ausbaubereichs zu einer naturraumtypischen Mäanderstrecke mit naturnahen Randzonen (vgl. Abbildung 30)



Abbildung 30: Umgestaltung der Westerender Ehe (Ausschnitt)

Die Umgestaltung erfolgt in Zusammenhang mit anderen Baumaßnahmen und diente u.a. der Kompensation vorhabenbedingter Eingriffe.

In den folgenden Tabellen werden alle Umgestaltungen hinsichtlich der Wirkungen auf Biotoptypen stark vereinfacht dargestellt.

Tabelle 38: Beispiel 2: Bestandsbewertung Biotoptypen im Gewässerverlauf (unterhalb Mittelwasser)

Bestand		Bestandsbewertung					
		Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell	
Biotop	m ²	Wertstufe	m ²	Wertfaktor	Flächenwert	Wertfaktor/ha	Werteinheit (WE)
FGR+	539	WS 4	2.156	WF 2	1.078	1,5	809
FKK	108	WS 2	216	WF 3	324	1,8	194
GFF	1.611	WS 4	6.444	WF 5	8.055	1,8	2.900
GIA	12.431	WS 2	24.862	WF 2	24.862	1,2	14.917
GIE	8.177	WS 3	24.531	WF 2	16.354	1,6	13.083
GIF	4.015	WS 2	8.030	WF 2	8.030	1,4	5.621
GIN	3.018	WS 2	6.036	WF 3	9.054	1,5	4.527
GNW	204	WS 5	1.020	WF 5	1.020	4,0	816
OVW	1.211	WS 1	1.211	WF 0	0	0,1	121
URF	707	WS 3	2.121	WF 3	2.121	1,8	1.273
Summe	32.021		76.627		70.898		44.261

Tabelle 39: Beispiel 2: Aufwertungspotential Biotoptypen im Gewässerverlauf (unterhalb Mittelwasser)

Planung		Aufwertungspotential					
		Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell	
Zielbiotop	m ²	Wertstufe	m ²	Wertfaktor	Flächenwert	Wertfaktor/ha	Werteinheit (WE)
FFM	32.021	WS 4	128.084	WF 5	160.105	2,5	80.053

Tabelle 40: Beispiel 2: Effektives Aufwertungspotential Biotoptypen im Gewässerverlauf (unterhalb Mittelwasser)

Fachbehörde Naturschutz			Nds. Städtetag			Osnabrücker Modell		
Bestand	Planung	Aufwertung	Bestand	Planung	Aufwertung	Bestand	Planung	Aufwertung
m ² /WS	m ² /WS	m ² /WS	Flächenwert	Flächenwert	Restwert	WE	WE	Restwert
76.627	128.084	51.457	70.898	160.105	89.207	44.261	80.053	35.792

Zur differenzierten Darstellung der Aufwertungspotentiale im Bereich zwischen Mittelwasser und Geländeoberkante werden die Ausgangsbioptypen in diesen Flächen gesondert bewertet. Es war explizites Ziel des Vorhabens, ausgedehnte Flachuferbereiche für zusätzliche Biotop- sowie Retentionsfunktionen zu schaffen.

Tabelle 41: Beispiel 2: Bestandsbewertung Biotoptypen im Uferbereich (oberhalb Mittelwasser)

Bestand		Bestandsbewertung					
		Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell	
Biotop	m ²	Wertstufe	m ²	Wertfaktor	Flächenwert	Wertfaktor/ha	Werteinheit (WE)
FGR+	103	WS 4	412	WF 2	206	1,5	155
GFF	757	WS 4	3.028	WF 5	3.785	1,8	1.363
GIA	4.962	WS 2	9.924	WF 2	9.924	1,2	5.954
GIE	3.755	WS 3	11.265	WF 2	7.510	1,6	6.008
GIF	1.526	WS 2	3.052	WF 2	3.052	1,4	2.136
GIN	949	WS 2	1.898	WF 3	2.847	1,5	1.424
GNW	68	WS 5	340	WF 5	340	4,0	272
OVW	331	WS 1	331	WF 0	0	0,1	33
SEZ	5	WS 4	20	WF 5	25	2,0	10
URF	154	WS 3	462	WF 3	462	1,8	277
Sonst.	8						
Summe	12.618		30.732		28.151		17.632

Tabelle 42: Beispiel 2: Aufwertungspotential Biotoptypen im Uferbereich (oberhalb Mittelwasser)

Planung		Aufwertungspotential					
		Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell	
Zielbiotop	m ²	Wertstufe	m ²	Wertfaktor	Flächenwert	Wertfaktor/ha	Werteinheit (WE)
FFM	12.618	WS 4	50.472	WF 5	63.090	2,5	31.545

Tabelle 43: Beispiel 2: Effektives Aufwertungspotential Biotoptypen im Uferbereich (oberhalb Mittelwasser)

Fachbehörde Naturschutz			Nds. Städtetag			Osnabrücker Modell		
Bestand	Planung	Aufwertung	Bestand	Planung	Aufwertung	Bestand	Planung	Aufwertung
m ² /WS	m ² /WS	m ² /WS	Flächenwert	Flächenwert	Restwert	WE	WE	Restwert
30.732	50.472	19.740	28.151	63.090	34.939	17.632	31.545	13.913

Tabelle 44: Beispiel 2: Bestandsbewertung Biotoptypen im Pufferbereich

Bestand		Bestandsbewertung					
		Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell	
Biotop	m ²	Wertstufe	m ²	Wertfaktor	Flächenwert	Wertfaktor/ha	Werteinheit (WE)
FGR+	13.111	WS 4	52.444	WF 2	26.222	1,5	19.667
FKK	2.988	WS 2	5.976	WF 3	8.964	1,8	5.378
GFF	2.497	WS 4	9.988	WF 5	12.485	1,8	4.495
GIA	92.038	WS 2	184.076	WF 2	184.076	1,2	110.446
GIE	44.780	WS 3	134.340	WF 2	89.560	1,6	71.648
GIF	9.406	WS 2	18.812	WF 2	18.812	1,4	13.168
GIN	6.048	WS 2	12.096	WF 3	18.144	1,5	9.072
GNW	1.305	WS 5	6.525	WF 5	6.525	4,0	5.220
HN	1.826	WS 3	5.478	WF 4	7.304	2,0	3.652
OVW	2.794	WS 1	2.794	WF 0	0	0,1	279
SEZ	59	WS 4	236	WF 5	295	2,0	118
URF	172	WS 3	516	WF 3	516	1,8	310
Summe	177.024		433.281		372.903		243.453

Tabelle 45: Beispiel 2: Aufwertungspotential Biotoptypen im Pufferbereich

Planung		Aufwertungspotential					
		Fachbehörde Naturschutz		Nds. Städtetag		Osnabrücker Modell	
Zielbiotop	m ²	Wertstufe	m ²	Wertfaktor	Flächenwert	Wertfaktor/ha	Werteinheit (WE)
FGR	8.011	WS 3	24.033	WF 2	16.022	1,2	9.613
FGR+	13.630	WS 4	54.520	WF 2	27.260	1,5	20.445
FGZ	21	WS 2	42	WF 2	42	1,1	23
GIT	2.102	WS 2	4.204	WF 2	4.204	1,2	2.522
GM/GF	107.002	WS 4	428.008	WF 4	428.008	2,5	267.505
NR/BN/BR	44.562	WS 3	133.686	WF 4	178.248	2,0	89.124
OVW	164	WS 1	164	WF 0	0	0,1	16
SEZ	1.531	WS 4	6.124	WF 5	7.655	2,0	3.062
Summe	177.023		650.781		661.439		392.310

Tabelle 46: Beispiel 2: Effektives Aufwertungspotential Biotoptypen im Pufferbereich

Fachbehörde Naturschutz			Nds. Städtetag			Osnabrücker Modell		
Bestand	Planung	Aufwertung	Bestand	Planung	Aufwertung	Bestand	Planung	Aufwertung
m ² /WS	m ² /WS	m ² /WS	Flächenwert	Flächenwert	Restwert	WE	WE	Restwert
433.281	650.781	217.500	372.903	661.439	288.536	243.453	392.310	148.857

Tabelle 47: Beispiel 2: Bestimmung des Effizienzfaktors

Nr.	Kriterium	Effizienzfaktor	Begründung
1	Gewässerfunktionen	-	Keine Wertvergabe, da die Maßnahmen flächenhaft darstellbar sind.
2	Laufverlängerung	2,5	Länge des Wasserkörpers (modifiziert): 12.634 m; Laufverlängerung: 238 m; Verlängerung: 1,9 %
3	Maßnahmenanteil an der Wasserkörperfläche	2	Fläche des modifizierten Wasserkörpers: 129.308 m ² , effektive Vergrößerung der Wasserfläche im Umgestaltungsabschnitt: (vorher: 28.191 m ² ; nachher: 32.800 m ²) 4.609 m ² , Anteil: 3,6 %
4	Naturschutzflächen im Einzugsgebiet	3	Einzugsgebiet des Wasserkörpers: 2.268 ha, Naturschutzfläche: 620 ha, Flächenanteil: 27,3 %
Höchstwert		3	
Datenbasis: In die Berechnung gehen nur die für den neu gestalteten Wasserkörper (< Mittelwasser) ermittelten Aufwertungspotentiale ein (vgl. Tabelle 38 f.). Die Maßnahmen in terrestrischen Biotopen und an Stillgewässern bleiben hier unberücksichtigt.			
Ergebnis: Die Aufwertungspotentiale im Gewässerverlauf erhalten den Faktor 3.			
Modell		Modellbezogenes Aufwertungspotential	Modifiziertes Aufwertungspotential
Fachbehörde für Naturschutz		51.457 m ² bezogen auf 1 Wertstufe	154.371 m ² bezogen auf 1 Wertstufe
Modell Niedersächsischer Städtetag		Flächenwert 89.207	Flächenwert 267.621
Osnabrücker Modell		35.792 WE	107.376 WE

Tabelle 48: Beispiel 2: Bestimmung des Dynamikfaktors

Nr.	Kriterium	Dynamikfaktor	Begründung
1	Größe des Obergebiets	2	Das Obergebiet des Ausbauabschnitts beträgt ca. A _{E0} = 17 km ² .
2	Anteil der Überschwemmungsfläche an der Wasserkörperfläche	2,5	Fläche des modifizierten Wasserkörpers: 129.308 m ² , Fläche der zusätzlichen Überschwemmungsbereiche durch Anlage von Flachufern (Bereich Mittelwasser bis Geländeoberkante): 12.618 m ² , Flächenanteil: 9,8 %
Höchstwert		2,5	
Datenbasis: In die Berechnung gehen nur die Aufwertungspotentiale der Flächen zwischen Mittelwasser und Geländeoberkante ein (vgl. Tabelle 41 f.). Die Maßnahmen in terrestrischen Biotopen und an Stillgewässern bleiben hier ebenfalls unberücksichtigt, da es sich aufgrund der einzuhaltenden Pegelstände nicht um Überschwemmungsflächen handelt.			
Ergebnis: Die Aufwertungspotentiale im Uferbereich werden mit dem Faktor 2,5 multipliziert.			
Modell		Modellbezogenes Aufwertungspotential	Modifiziertes Aufwertungspotential
Fachbehörde für Naturschutz		19.740 m ² bezogen auf 1 Wertstufe	49.350 m ² bezogen auf 1 Wertstufe
Modell Niedersächsischer Städtetag		Flächenwert 34.939	Flächenwert 87.348
Osnabrücker Modell		13.913 WE	34.783 WE

Tabelle 49: Beispiel 2: Bestimmung des Pufferfaktors

Nr.	Kriterium	Pufferfaktor	Begründung
1	Breite des Randstreifens	2	> 5 m
2	Beidseitiger Randstreifen	2,5	Beiderseits der Umgestaltungsstrecke sind Randstreifen > 5 m Breite vorgesehen (Gehölze, Röhrichte sowie Grünlandpflege mit Nutzungsaufgaben)
3	Nr. 2, zusätzlich: Randstreifen in Kombination mit Gewässerumgestaltung	3	Die naturnahe Gewässerumgestaltung war wesentlicher Planbestandteil (vgl. Abbildung 30).
4	Nr. 2 + 3, zusätzlich: Randstreifen einseitig als Gehölzpflanzung	3,5	Auf der Südseite des Gewässers sind umfangreiche Pflanzungen mit standortgerechten Gehölzarten vorgesehen.
Höchstwert		3,5	
Datenbasis: In die Berechnung gehen die Aufwertungspotentiale der Flächen oberhalb der Geländeoberkante ein (vgl. Tabelle 44 f.).			
Ergebnis: Die Aufwertungspotentiale im Pufferbereich werden mit dem Faktor 3,5 multipliziert.			
Modell		Modellbezogenes Aufwertungspotential	Modifiziertes Aufwertungspotential
Fachbehörde für Naturschutz		217.500 m ² bezogen auf 1 Wertstufe	761.250 m ² bezogen auf 1 Wertstufe
Modell Niedersächsischer Städtetag		Flächenwert 288.536	Flächenwert 1.009.876
Osnabrücker Modell		148.857 WE	521.000 WE

Tabelle 50: Beispiel 2: Bestimmung des Durchgängigkeitsfaktors

Nr.	Kriterium	Durchgängigkeitsfaktor	Begründung
1	Wasserfläche oberhalb des Querbauwerks	-	Keine Wertvergabe, da das Vorhaben keine Auswirkungen auf die Durchgängigkeit des Gewässers hat
2	Größe des Obergebiets	-	

Infolge der räumlich differenzierten Darstellung von Aufwertungsmaßnahmen (Wasserkörper unterhalb Mittelwasser, Überschwemmungsbereiche zwischen Mittelwasser und Geländeoberkante, Randstreifen und Pufferflächen auf Niveau des Urgeländes) können besondere Bonusfaktoren im Umfang von 2,5 bis 3,5 begründet werden. Hiermit erfahren die erheblichen Aufwendungen zur Realisierung der Maßnahme (Flächenerwerb, Erdbewegungen) einen angemessenen Ausdruck.

6.4.6 Einschätzung

Die vorgeschlagenen Faktoren sind vor einer Anwendung anhand weiterer realisierter Vorhaben auf ihre Eignung zu prüfen und ggf. zu modifizieren.

Bei speziellen Vorhaben, die der Verbesserung des ökologischen Zustands dienen, könnten im Einzelfall weitere Boni begründet werden. So könnte z.B. die Anlage eines Schilfpolders an der Einmündung nährstoffbelasteter Seitengewässern von so hoher Bedeutung für die Wasserqualität sein, dass nach rechnerischen Nachweisen ein ergänzender Faktor zu rechtfertigen wäre. Hierbei könnte der maßnahmenbedingte Anteil der Frachtenreduzierung an der Gesamtfracht des Hauptgewässers ein geeignetes Maß sein.

Grundsätzlich dürfen die vorgeschlagenen Faktoren niemals schematisch zur Anwendung kommen. Eine nachvollziehbare sachbezogene Darstellung der vorgesehenen Maßnahmen in Bezug auf die prognostizierten Verbesserungen ist schon im Hinblick auf die Rechtssicherheit notwendig.

Die Anwendung der vorgeschlagenen Faktoren erfordert ein überdurchschnittliches Maß an limnologischer Sachkenntnis und setzt ein hohes Maß an Verantwortung der Planverfasser voraus.

6.5 Monetäre Schnittstellen

Die monetäre Verknüpfung von Eingriffen bzw. Kompensationsanforderungen und den zu realisierenden Kompensationsmaßnahmen führt grundsätzlich zu zwei möglichen Ansätzen:

- 1) Festlegung von Kostenbeträgen für Wertäquivalente, so dass die Kosten der Kompensation z.B. innerhalb eines Landkreises maßnahmen- und ortsunabhängig konstant bleiben, während der reale Aufwertungsumfang allerdings variabel sein kann.
- 2) Berechnung von Kosten für Wertäquivalente innerhalb abgeschlossener Entwicklungsräume (Flächenpools, Ökokonten) durch Zuordnung von Maßnahmenkosten zu den prognostizierten Aufwertungspotentialen. Innerhalb großräumiger Maßnahmenkomplexe kann es durch Mittelung der Kosten zu einem Ausgleich zwischen unterschiedlich aufwendigen Maßnahmen kommen. Insgesamt ist der Preis der Wertäquivalente vom jeweiligen Maßnahmenpaket, den Anforderungen des Projekts und z.B. den Grunderwerbskosten abhängig und kann somit stark schwanken.

Variante 1 wäre als kurzfristig realisierbarer Weg von Bedeutung, um zweifelsfrei zielführende Kompensationsmaßnahmen als Einzelbaustein ausführen und angemessen bewerten zu können (vgl. Kap. 6.5.1).

Mit Variante 2 wäre ein hohes Maß an fachlicher Validität und Nachvollziehbarkeit der Wertsetzungen sowie die Möglichkeit der Überprüfbarkeit der prognostizierten Aufwertungen verbunden. Gleichzeitig bedarf dieser Weg umfassender Vorleistungen (vgl. Kap. 6.5.2).

6.5.1 Realisierung singulärer Kompensationsmaßnahmen

Die Durchführung einzelner, kleinflächiger Kompensationsmaßnahmen im Bereich von Fließgewässern steht im Widerspruch zum Anspruch der WRRL, den ökologischen Zustand eines Wasserkörpers insgesamt zu bewerten bzw. zu verbessern. Ohne Kenntnis des aktuellen Zustands der Biokomponenten, der bestehenden Defizite des Gesamtsystems und konkreter Gewässerabschnitte können keine fachlich begründeten Maßnahmen abgeleitet und deren Verbesserungspotential bewertet werden. Gerade bei kleineren Kompensationsumfängen wie sie regelmäßig bei kommunalen Bauvorhaben entstehen, erscheinen entsprechende fachbezogene Vorarbeiten jedoch weder leistbar noch zumutbar. Die Gefahr, dass unter diesen Voraussetzungen realisierte Kompensationsmaßnahmen wenig effektiv sind, kann nicht ausgeschlossen werden. Insofern sollte im Interesse einer bestmöglichen Bündelung knapper Mittel, des begrenzten Zeithorizonts zur Erreichung der Ziele und der Rechtssicherheit innerhalb der Eingriffsregelung immer der Weg konzeptioneller Vorarbeiten auf Ebene eines Wasserkörpers beschritten werden (vgl. Kap. 6.5.2).

Gleichwohl ist die aktuelle Praxis durch hohen Entscheidungsdruck und ein oft pragmatisches Vorgehen geprägt. Hinreichender Spielraum für die Aufstellung längerfristiger Konzepte ist im Regelfall nicht vorhanden.

Insofern ist es vielerorts üblich, Geldbeträge für Wertäquivalente festzulegen, so dass sich durch die zur Verfügung stehende Geldsumme der Kompensationsumfang zwanglos ergibt. Die Höhe dieses Betrags wird von den Naturschutzbehörden nach Erfahrungswerten ermittelt und variiert regional erheblich. Grundlage dieser Kostenfestsetzung sind im Regelfall Realisierungskosten von Kompensationsmaßnahmen in terrestrischen Ökosystemen, die dort erfolgen, wo Flächen günstig zu erhalten sind. Aufgrund der schmalen Flächenzuschnitte, oft schwer bestimmbarer Wirkungszusammenhänge und höherer Kosten im Gewässerbereich erscheinen die so ermittelten Kompensationskosten für eine wirksame Gewässerrenaturierung allerdings oft unzureichend und unattraktiv.

Um unter diesen Systembedingungen trotzdem eine Hinlenkung von Kompensationsmaßnahmen in und an Gewässer zu erreichen, bestünde – neben administrativen Vorgaben – die Möglichkeit, die „Wertschöpfungsrate“ an Gewässern so zu erhöhen, dass eine hinreichende Attraktivität entstünde. Gleichzeitig wäre der Anspruch zu erfüllen, ein derartiges Verfahren so anwenderfreundlich und möglichst ohne Rückgriff auf die Herleitung funktionaler Wirkungsbezüge zu gestalten, dass die Ergebnisse einfach zu berechnen wären. Hierfür bieten sich zwei Möglichkeiten an:

- 1) Die in Kap. 6.4 vorgeschlagenen Bonus-Faktoren können unter den definierten Bedingungen auf berechnete Aufwertungsumfänge aufgeschlagen werden, so dass bei gleichem Einsatz von Wertäquivalenten eine höhere Aufwertung zu ermitteln wäre. Die Anforderungen an die fachliche Nachvollziehbarkeit der vorgenommenen Wertungen wären zu erfüllen.

- 2) Eine Modifikation der Bewertung innerhalb biotopbasierter Modelle erscheint zunächst ausgeschlossen, da die Renaturierungsmaßnahmen nicht zwingend zu einer Änderung des Biotoptyps führen müssen bzw. dürfen: Der Änderung von Biotoptypen sind aufgrund der restriktiven Wirkung des „guten ökologischen Potentials“ grundsätzlich enge Grenzen gesetzt, welche im konkreten Fall neu zu bestimmen sind.

Innerhalb eines Biotoptyps bestehen modellbedingt allerdings unterschiedliche Bewertungsspielräume:

- Im Modell des Niedersächsischen Städtetags sind die Wertfaktoren der Biotoptypen festgesetzt. Abweichungen sind nicht vorgesehen.
- Im Modell der Fachbehörde sind bei einzelnen Biotoptypen entsprechend der Ausprägung Abweichungen von max. einer Wertstufe ober- und unterhalb der mittleren Wertstufe möglich.
- Im Osnabrücker Modell sind bei jedem Biotoptyp Wertspannen angegeben, die entsprechend der wertgebenden Kriterien auszufüllen sind.

Im Osnabrücker Modell bestünde weiterhin die Möglichkeit, das Aufwertungspotential über die Marke von 2,5 WE/ha anzuheben, falls eine schnelle Zielerreichung fachlich nachvollziehbar darzulegen wäre (vgl. Kap. 6.2.3).

Bei den beiden letztgenannten Modellen bestehen insofern Möglichkeiten, Aufwertungspotentiale innerhalb eines Biotoptyps herzuleiten und damit eine erhöhte Inwertsetzung von Kompensationsmaßnahmen an Gewässern zu begründen.

Eine befriedigende Lösung der Fragestellung ist vor dem Hintergrund fachlicher Anforderungen auf der Ebene von Einzelmaßnahmen jedoch nicht zu erwarten. Letztlich müssen Einzelmaßnahmen immer einer verbal-argumentativen Begründung bzw. Überprüfung standhalten.

Eine weitergehende schematisierte Ausdifferenzierung von Aufwertungspotentialen bei Einzelmaßnahmen ist nicht zulässig, da Wirkungen in Fließgewässern nur unter Beachtung des Gesamtsystems beurteilt werden können. Insofern wäre auch eine willkürliche Zuordnung von Wertäquivalenten zu bestimmten Maßnahmentypen in Form eines Katalogs ohne Kenntnis der jeweiligen örtlichen Bedingungen und Aufwertungsmöglichkeiten fachlich nicht begründbar.

6.5.2 Realisierung von Gesamtkonzepten

Bei der Realisierung von Maßnahmen innerhalb geschlossener funktionaler Einheiten (z.B. Wasserkörper bzw. dessen Einzugsgebiet) können Maßnahmen, deren Kosten und die prognostizierten Aufwertungen des Naturhaushaltes in einen transparenten Zusammenhang gestellt werden. Unabhängig von besonders teuren oder besonders günstigen Maßnahmen wird ein kalkulatorischer Mittelwert für eine Werteinheit ermittelt und den Kompensationsleistenden zugewiesen. Angesichts des systematischen Ansatzes der WRRL erscheint dieses Vorgehen auf Basis von Wasserkörpern der Fragestellung angemessen.

Die Veränderung eines Wasserkörpers zur Erreichung des „guten ökologischen Potentials“ folgt dem Ziel, mit geeigneten Maßnahmen eine möglichst günstige Beeinflussung der wertgebenden Biokomponenten zu erreichen. Da dies unter den Bedingungen knapper finanzieller Mittel und eines hohen Zeitdrucks erfolgt, müssen Fehlversuche durch systematische Abstimmung der Einzelmaßnahmen weitgehend ausgeschlossen sein. Insofern ist ein planmäßiges Vorgehen sicherzustellen, in dem wesentliche Regelmechanismen vorgesehen werden. In Abbildung 31 sind Elemente eines Gesamtkonzeptes zusammengefasst.

Wesentlich ist hierbei, dass für einen definierten Wirkungsraum, in dem mit positiven Effekten der Maßnahmen zu rechnen ist, auf Basis einer abgestimmten Zielkonzeption die erforderlichen Maßnahmen beschrieben und bewertet werden. Nur so ist der für eine nachvollziehbare Ermittlung der Kosten notwendige Rahmen zu gewährleisten.

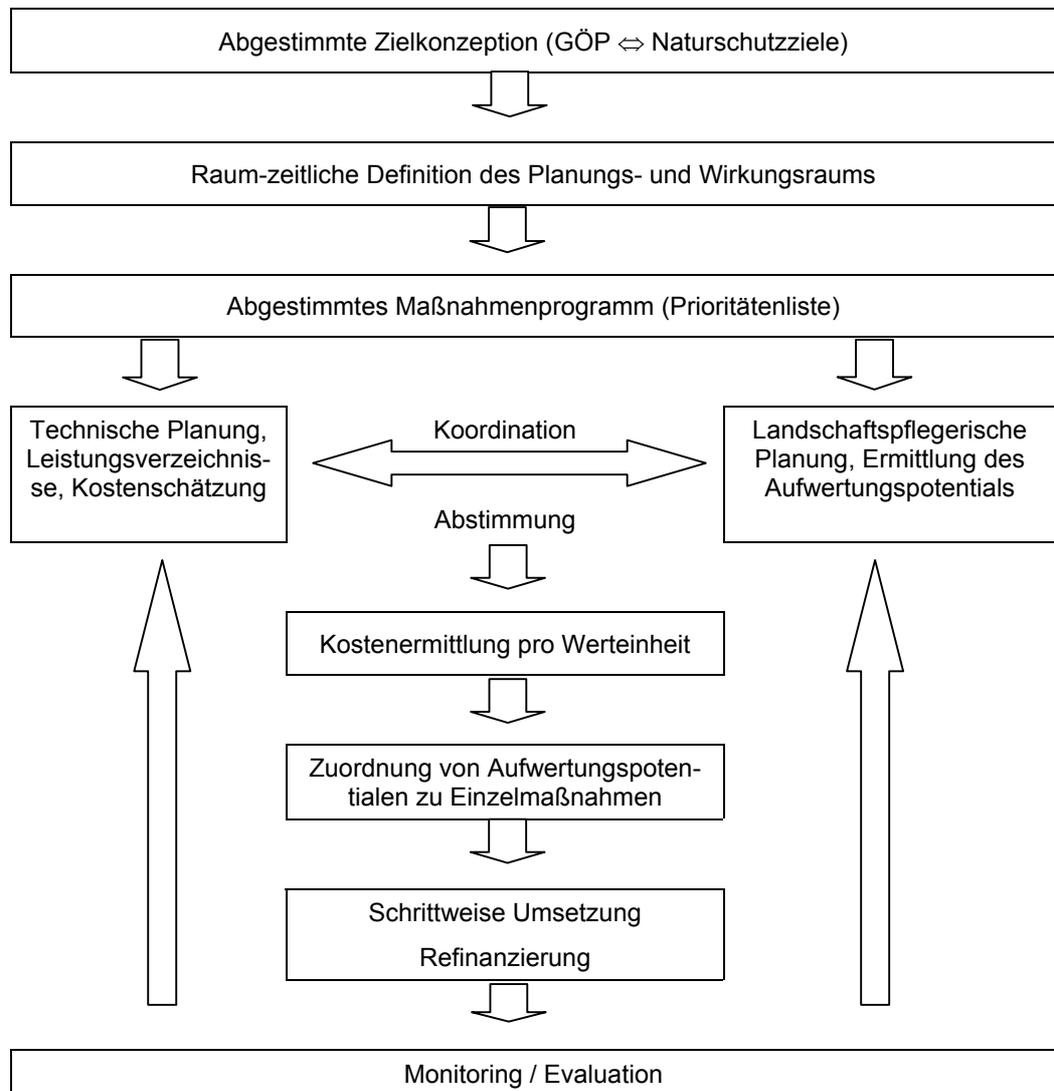


Abbildung 31: Strukturierte Entwicklung, Bewertung und Umsetzung von Kompensationsmaßnahmen als Beitrag zum „guten ökologischen Potential“

Da für die Wasserkörper des Emsgebietes noch keine WRRL-konformen Zielkonzepte auf Basis der Biokomponenten vorliegen, fehlt zunächst auch eine wesentliche fachliche Grundlage für die Begründung von Aufwertungspotentialen im Rahmen der Eingriffsregelung. Die fehlenden Daten wären vorhabenbezogen zu erheben.

Wichtige Eckpunkte bei der Realisierung von Gesamtkonzepten werden im Folgenden angesprochen.

1) Zielkonzept

Zielkonzepte bilden die fachliche Grundlage der zwischen Wasserwirtschaft und Naturschutz einvernehmlich abgestimmten Vorgehensweise, mit der Ziele der WRRL und die Grundsätze des Naturschutzes verwirklicht werden.

Die Aufstellung eines Gesamtkonzeptes bedeutet nicht, dass nur Kompensationsmaßnahmen zum Einsatz kommen. Auch Maßnahmen mit anderem rechtlichen oder finanziellen Hintergrund können zwanglos im Rahmen eines Gesamtkonzeptes realisiert werden. Um eine nachvollziehbare Bewertung konkreter Kompensationsmaßnahmen vornehmen zu können, müssen jedoch das Gesamtkonzept sowie alle Einzelmaßnahmen hinsichtlich ihres Aufwertungspotentials umfassend eingestuft worden sein.

Inhalte des Gesamtkonzeptes:

- Darlegung der Ziele des Naturschutzes für das Einzugsgebiet eines Wasserkörpers auf Basis der örtlichen Landschaftsplanung, Landschaftsrahmenplanung sowie weiterer naturschutzrelevanter Planungen
- Ableitung der spezifischen wasserwirtschaftlichen Aufgaben, die sich aus dem Vollzug der WRRL ergeben, entsprechend der einschlägigen Unterlagen zur Erfassung und

Bewertung der Biokomponenten und der ermittelten Defizitursachen. Ersatz fehlender räumlich auflösbarer Daten durch sachlich begründete Annahmen

- Aufstellung genereller Entwicklungsziele, mit denen immanente Widersprüche zwischen Einzelbelangen gelöst werden
- Konkretisierung von Entwicklungsschwerpunkten unter Berücksichtigung raumzeitlicher Prozesse infolge natürlicher oder nutzungsbedingter Steuerung
- Ermittlung der zur Zielerreichung geeigneten Maßnahmen

2) Raum-zeitliche Definition des Planungs- und Wirkungsraums

- Bestimmung des voraussichtlichen Wirkungsraums der o.a. Maßnahmen unter Einbeziehung der relevanten Elemente, z.B.:
 - Wasserkörper i.S.d. WRRL
 - Weitere Gewässer II. und III. Ordnung im Einzugsgebiet
 - Gewässerufer
 - Uferzonen
 - Gewässernahbereich
 - Feuchtgebiete
 - Überschwemmungsgebiete
 - Retentionsflächen
 - Geländere relief
 - Biotopverbundsysteme
 - Schutz- und Entwicklungsräume
 - Ziele des Artenschutzes
- Flächenscharfe Differenzierung des Wirkungsraums entsprechend der zu erwartenden Verbesserung natürlicher Funktionen
- Flexible Überprüfung des Wirkungsraums während der Umsetzung und entsprechend der Monitoring-Befunde
- Festlegung des Entwicklungszeitraums, in dem die Zielbiotope bzw. spezifische Gewässerfunktionen erreicht sein sollen (max. 2027)

3) Festlegung des abgestimmten Maßnahmenprogramms

- Gewichtung und Bewertung der Maßnahmen hinsichtlich des Beitrags zur Zielerreichung, differenziert nach WRRL (GÖP) und Kompensationszielen
- Prioritätenliste der Maßnahmen als Grundlage für eine naturschutzfachliche Inwertsetzung

4) Technische und landschaftspflegerische Planung

- Abstimmung der Planungsziele mit den Grundsätzen der wasserwirtschaftlichen Planung (Entwässerung, Hochwasserschutz, Unterhaltung etc.)
- Abstimmung der Planungsziele mit den Grundsätzen des Naturschutzes, Vermeidung von Eingriffstatbeständen, Sicherstellung des Artenschutzes
- Integrierte Grundlagenermittlung, Projekt- und Planungsvorbereitung, Entwurf, Genehmigungsplanung, Ausführungsplanung, Kostenschätzung
- Bestandsanalyse: Flächendeckende Darstellung des Wirkungsraums (Biotoptypen, Biokomponenten, Strukturgüte)
- Maßnahmenplanung (einschließlich räumlich-zeitlicher Prioritätensetzung)
- Wirkungsprognose im Hinblick auf WRRL- und Naturschutz-Kriterien
- Abstimmung der Maßnahmen mit den Restriktionen des „guten ökologischen Potentials“
- Kostenermittlung aller Maßnahmen (einschließlich Grunderwerb, Vermessung, Baukosten, Unterhaltung, Monitoring, Bedarfspositionen, Verwaltung usw.)
- Ermittlung des Aufwertungspotentials aller Einzelmaßnahmen im Wirkungsraum anhand der relevanten Kriterien (s.a. Kap. 6.3.3)
- Detaillierte verbal-argumentative Begründung von Wirkungszusammenhängen unter besonderer Beachtung von Einzelfallentscheidungen und der Anwendung besonderer Aufwertungsfaktoren (vgl. z.B. Kap. 6.4)

5) Finanzierung und Umsetzung

Nach der Ermittlung der Maßnahmenkosten sowie der Aufwertungspotentiale erfolgt die Zuordnung der Kosten zu Wertäquivalenten entsprechend des verwendeten Bewertungsverfahrens (Werteinheiten, Wertpunkte oder Flächenäquivalente).

Auf Basis der ermittelten Funktionen des Naturhaushaltes, der berechneten Wertäquivalente oder der daraus generierbaren Euro-Beträge kann eine Einbindung unterschiedlicher Kompensationsmaßnahmen in das Gesamtvorhaben vorgenommen werden.

Ob das Instrument des Ökokontos oder des Flächenpools als geeignet anzusehen ist, sollte im Einzelfall von den Vorhabenbeteiligten unter Berücksichtigung der Nachfrage und der Zusage weiterer Mittel entschieden werden.

6.5.3 Einschätzung

Die in der WRRL vorgegebene Bearbeitung auf der Ebene des Wasserkörpers bedingt auf der Seite des Naturschutzes eine ebenso ganzheitliche Herangehensweise. Insofern muß zunächst ein einheitlicher Systemrahmen geschaffen werden, auf dessen Basis nachvollziehbar und verlässlich Aussagen über bestehende Defizite, erforderliche Maßnahmen, prognostizierbare Verbesserungen sowie die entstehenden Kosten getroffen werden können.

Unabhängig davon realisierte Einzelmaßnahmen bergen das Risiko fehlender Einbindung in ein Gesamtkonzept und damit der möglichen Verschwendung knapper Ressourcen. Sie sollten auf Einzelfälle beschränkt bleiben und zugunsten einheitlich verwalteter Maßnahmenkomplexe, in denen ein Kostenausgleich erreicht werden kann, zurücktreten.

6.6 Qualitätssicherung und Monitoring

Die Umsetzung von Kompensationsmaßnahmen im Rahmen der WRRL unterliegt unabhängig von den verwendeten Modellen den fachlichen und rechtlichen Anforderungen, die generell an den Vollzug der Eingriffsregelung zu stellen sind. Wesentlich ist hierbei, dass die Maßnahmen eindeutig definierte Ziele erreichen und somit entsprechenden Überprüfungen genügen müssen.

Zur Qualitätssicherung dieser Maßnahmen sind deshalb regelmäßig folgende Arbeitsschritte vorzusehen:

- Hinreichende detaillierte Ausführungsplanung der Kompensationskonzeption, um die Realisierung der naturschutzfachlichen Ziele zu gewährleisten
- Abstimmung der Ausführungsplanung mit der Unteren Naturschutzbehörde
- Naturschutzfachliche Baubegleitung (Einweisung der Baufirmen, Beratung des Bauherrn und der Firmen, Dokumentation der Baumaßnahmen in enger Abstimmung mit der Unteren Naturschutzbehörde)
- Herstellungskontrolle unter besonderer Berücksichtigung der naturschutzfachlichen Ziele als Voraussetzung für die Abnahme der Bauarbeiten
- Aufnahme der Maßnahme in das Kompensationsflächenkataster der Unteren Naturschutzbehörde
- Effizienzkontrolle der naturschutzfachlichen Wirksamkeit nach max. 2 Jahren, Dokumentation der Befunde im Hinblick auf vergleichbare Vorhaben

Sofern bei Gebrauch von erhöhten Aufwertungsberechnungen gemacht wird (vgl. Kap. 6.4) sollte ein Monitoring grundsätzlich durchgeführt werden, um die erwarteten Qualitätsverbesserungen belegen zu können.

7 Einschätzung

Der Ausbau der Gewässersysteme im Emsgebiet ist insbesondere seit den 1950er Jahren als nationale Aufgabe planmäßig und systematisch vorangetrieben worden.

Eine erfolgversprechende Strategie der Gewässerrenaturierung muß ebenso planmäßig und konsequent vorgehen. Die Umsetzung von Maßnahmen darf nicht zufällig aus bereitstehenden Mitteln unterschiedlicher Träger erfolgen, sondern sollte auf Ebene der Wasserkörper nach einheitlichen Konzepten organisiert werden. Nur im Rahmen konsistenter, abgestimmter und mit hinreichenden Mitteln versehener Maßnahmenkonzepte können u.a. auch Kompensationsmaßnahmen zur Finanzierung eines Teils der Aufgaben eingesetzt werden, da im Naturschutz ähnliche Zielsetzungen verfolgt werden.

Für eine fachlich und rechtlich belastbare Nutzung von Kompensationsmitteln werden insbesondere Daten über die Beschaffenheit der Biokomponenten in den Gewässern sowie über Bedingungen zur Verbesserung des ökologischen Zustands benötigt. Nur so kann eine nachvollziehbare Darstellung von Aufwertungspotentialen innerhalb der Eingriffsregelung erfolgen.

Da diese Daten bisher erst ansatzweise vorliegen und aufgrund des weiträumigen Meßstellennetzes auch künftig nicht in einem Detaillierungsgrad zur Verfügung stehen werden, der für die Maßnahmenbewertung und -umsetzung erforderlich ist, müssen entsprechende Detailuntersuchungen vorgesehen werden.

Die zur Bearbeitung der Eingriffsregelung zur Verfügung stehenden Methoden weisen unterschiedlich gravierende Schwachstellen auf. Gleichwohl ist nicht zu erwarten, dass es aufgrund der erkennbaren fachlichen Defizite in Zusammenhang mit den Anforderungen der WRRL zu wesentlichen Änderungen oder zur Neuformulierung eines Modells kommen könnte. Vielmehr ist zu erwarten, dass die tradierten Modelle weiterhin angewendet und auftretende Anpassungsschwierigkeiten verbal-argumentativ gelöst werden müssen.

Die vorgeschlagenen Bewertungsaufschläge sollen die bestehenden Bewertungsprobleme im begründeten Einzelfall ansatzweise kompensieren, dürfen jedoch nicht zu einer methodischen Aushöhlung der Eingriffsregelung führen. Insofern sind die Bedingungen für pauschale Wertaufschläge auf solche Fälle konzentriert worden, bei denen erhebliche Verbesserungen von Gewässerfunktionen zu erwarten sind und bedeutende Synergieeffekte zu sonstigen Belangen des Naturschutzes auftreten. Ferner ist Wert darauf zu legen, dass die Anwendung von Bonus-Faktoren im Detail auch fachlich zu begründen ist. Es ist deshalb von erhöhten Anforderungen an die wissenschaftlich begründete Konzeption der Maßnahmen sowie die kritische Prüfung durch die beteiligten Behörden auszugehen.

Auch durch fachlich nachprüfbar Instrumente, wie sie in der Eingriffsregelung eingesetzt werden, können nicht die Gesetze des Marktes außer Kraft gesetzt werden. Sofern die vorgeschlagenen Faktoren nicht ausreichen, Kompensationsmaßnahmen auch vermehrt in die Renaturierung von Gewässern zu leiten, müssen andere Steuerungsmöglichkeiten genutzt werden.

Mit dem ab 01.03.10 geltenden Bundesnaturschutzgesetz ist mit § 15 (3) eine besondere Prüfung der Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen für Kompensationsmaßnahmen vorgeschrieben worden. Hiermit wurde ein möglicherweise wirksames Instrument geschaffen, Maßnahmen, die nicht zwingend ortsgebunden zu verwirklichen sind, auch zur Renaturierung von Gewässern zu nutzen. Vorausgesetzt, dass eine entsprechende Willensbildung erfolgt, könnten Steuerungswirkungen entfaltet werden, die über die rein fachmethodischen hinausgehen und zudem ein Höchstmaß an Rechtssicherheit mit sich brächten.

8 Quellen

- ADAM, K., NOHL, W. UND W. VALENTIN (1986): Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in die Landschaft. Hrsg.: Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.
- AGGERVERBAND (2008): Kompensation Blau – Verfahren zur Bewertung von Kompensationsmaßnahmen an Fließgewässern. Gummersbach.
- Arbeitsgemeinschaft der kommunalen Spitzenverbände Niedersachsens [Hg.] (2007): Eingriffsregelung als Baustein zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie Hinweise der Arbeitsgemeinschaft der kommunalen Spitzenverbände Niedersachsens - mit Unterstützung des Niedersächsischen Umweltministeriums -. Hannover.
- ARGE EINGRIFF - AUSGLEICH NRW (1994): Bewertung von Eingriffen in Natur und Landschaft. MWMTV/MURL NRW – Runderlass des MWMTV – 611 – 13–16 (17) und des MURL – III B 4 – 605.01.03.01/03 – vom 25.2.1999.
- BIERHALS, E. (2000): Zur Eingriffsbeurteilung auf Grundlage von Biotopwerten. – NLÖ [Hrsg.] - Inform.d.Naturschutz Niedersachsen. 20 (3): 124-126. Hildesheim.
- BIERHALS, E. et al. (2004): Wertstufen und Regenerationsfähigkeit der Biotoptypen in Niedersachsen. - Inform.d. Naturschutz Niedersachs.24 (4): 231-240. Hildesheim.
- BREUER, W. (2001): Ökokonto – Chance oder Gefahr. – Naturschutz und Landschaftsplanung 33 (4): 113-117. Stuttgart.
- BREUER, W. (1994): Naturschutzfachliche Hinweise zur Anwendung der Eingriffsregelung in der Bauleitplanung. - Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 1/94. Hannover.
- BREUER, W. (2006): Aktualisierung „Naturschutzfachliche Hinweise zur Anwendung der Eingriffsregelung in der Bauleitplanung“. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 26 (1): 53. Hannover.
- BREUER, W. (2007): Inwieweit läßt sich die Eingriffsregelung für die Renaturierung von Gewässern nutzen? Betrag zum Seminar bei der U.A.N, 22./30. Mai 2007. Hannover.
- BRUNKEN, H. (1996): Zustand der Fließgewässer im Landkreis Helmstedt: ein einfaches Bewertungsverfahren. – Natur und Landschaft 61 (4): 130 – 133.
- BRUNS, E. (2007): Bewertungs- und Bilanzierungsmethoden in der Eingriffsregelung. Dissertation. Berlin.
- DRACHENFELS, O.v. & H. MEY (1990): Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. Hrsg.: Fachbehörde für Naturschutz. Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope, Stand März 2004. – Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen. Heft A/4 1-240.Hannover.
- DWVK – DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (Hrsg.) (1999): Gewässerentwicklungsplanung – Begriffe, Ziele Systematik, Inhalte. Bonn. DVWK Schriften 126 : 117 S.
- ecoplan (2002): Gewässerentwicklungsplan Brualer Schloot – ein Wanderkorridor für den Fischotter. Leer.
- EISSING, H. & H.W. LOUIS (1996): Rechtliche und fachliche Anforderungen an die Bewertung von Eingriffen. – Natur und Recht 10: 485:492. Heidelberg.
- JESSEL, B. (2007): Beeinträchtigungen an Gewässern – Künftige Anforderungen an Folgenprüfungen im Kontext von WRRL und Naturschutz. NNA-Berichte 29/1, 2007. Schneverdingen.
- JUNGWIRTH, M. et al. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Wien.
- LANUV NRW (2008a): Numerische Bewertung von Biotoptypen für die Bauleitplanung. Recklinghausen.
- LANUV NRW (2008b): Numerische Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung. Recklinghausen.
- LANDKREIS LEER (LK Leer) (2001): Landschaftsrahmenplan für den Landkreis Leer (Vorentwurf); Leer.
- LANDKREIS LEER (2006): Regionales Raumordnungsprogramm. Leer.
- LANDKREIS OSNABRÜCK (1997): Das Kompensationsmodell. Osnabrück.
- LANDKREIS OSNABRÜCK (2009): Das Osnabrücker Kompensationsmodell 2009: Zur Vorbereitung und Umsetzung der Eingriffsregelung im Rahmen der Bauleitplanung (unveröff. Entwurf). In Zusammenarbeit mit dem Planungsbüro Dehling & Twisselmann, Osnabrück.
- LUDWIG, D. (1991): Methode zur ökologischen Bewertung der Biotopfunktion von Biotoptypen und Verfahren zur Überprüfung des Mindestumfanges von Ausgleichs- bzw. Ersatzmaßnahmen bei Eingriffen in die Biotopfunktion. Bochum.
- LOUIS, H.W. (2000): Bundesnaturschutzgesetz. Kommentar der §§ 1 bis 19 ff. Braunschweig.
- MADSEN, B.L. & L. TENT (2000): Lebendige Bäche und Flüsse. Praxistipps zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandgewässern. Edmund Siemers-Stiftung. Hamburg.
- MARTICKE, H.-U. (1996): Rechtliche Bewertung und Monetarisierung ökologischer Schäden im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. ANL (Hrsg.) Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung – Praxis und Perspektiven. S. 17-38.
- MEIER, C. et al. (2005): Abschließende Arbeiten zur Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem. LAWA-Projekt-Nr.: O 21.03. Essen.
- MEIER, C. et al. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. www.fliessgewaesserbewertung.de.
- MIOGA, O. (2002): Die Entfernung von Wehranlagen zur Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit in Fließgewässern – Biotopwertverfahren. Münster.
- MIOGA, O. (2003): Landschaftsplanerische Bewertung von Teilmaßnahmen des Entwicklungskonzeptes Elbe-Aue nach dem Osnabrücker Kompensationsmodell.

- MOSCH, E.C. (2008): Fischfaunistische Referenzerstellung und Bewertung der niedersächsischen Fließgewässer vor dem Hintergrund der EG Wasserrahmenrichtlinie (Zwischenbericht Stand: Januar 2008). Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES) Dezernat Binnenfischerei – Fischereikundlicher Dienst.
- NMU (2003): Arbeitshilfe zur Anwendung der Eingriffsregelung bei Bodenabbauvorhaben. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 23 (4): 117 – 152. Hildesheim.
- NMU (2007): Hinweise zur Flächen- und Maßnahmenbevorratung bei Eingriffskompensationen – Ökokonto – Model für Niedersachsen. Hannover.
- MUNLV (2009): Anleitung für die Bewertung von Kompensationsmaßnahmen an Fließgewässern und in Auen. Düsseldorf.
- NIEDERSÄCHSISCHER STÄDTETAG (2008): Arbeitshilfe zur Ermittlung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in der Bauleitplanung. Hannover.
- NIEDERSÄCHS. LANDESMUSEUM (o.J.) Historisches Fotoarchiv der Naturkunde im Niedersächsischen Landesmuseum Hannover, CD Version 7.6.
- NLFB (Niedersächs. Landesamt für Bodenforschung) (1997): Böden in Niedersachsen. Digitale Bodenkarte 1: 50.000 und Bodenübersichten. Hannover.
- NLÖ (2001): Hinweise zur Ausarbeitung und Fortschreibung des Landschaftsrahmenplans. – Inform.d.Naturschutz Niedersachs.Heft 3/2001, S. 144-148.
- NLStBV & NLWKN (2006): Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen beim Aus- und Neubau von Straßen. – Inform.d.Naturschutz Niedersachs.26 (1): 14-15. Hannover.
- NLStBV & NLWKN (2006): Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen beim Bau von Radwegen. Unveröffentlicht.
- NLT (2007): Eingriffsregelung als Baustein zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Hinweise der Arbeitsgemeinschaft der kommunalen Spitzenverbände. Hannover.
- NLWKN (2005): Bericht 2005 Grundwasser Stand 15.07.2004 Betrachtungsraum NI03 – Untere Ems Ergebnisse der Bestandsaufnahme
- NLWKN (2008): Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer - Teil A Fließgewässer-Hydromorphologie. Band 2. Hannover.
- RASPER, M. (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in Niedersachsen – Detailverfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Hildesheim.
- RIPL, W. & C. HILDMANN (1995): Wasserhaushalt und Basenverluste aus der Landschaft: Ein zentrales ökologisches Problem. In: Altner, G., Mettler-Meibom, B., Simonis, U.E., von Weizsäcker, E.U. (Hg.): Jahrbuch Ökologie 1995, 129-138. München
- RIPL, W. et al. (2000): Aqua donat vitam – Wasser schenkt Leben. Ausstellung. Technische Universität Berlin, Fachgebiet Limnologie.
- SCHÄFER, M. (1992): Wörterbücher der Biologie. Ökologie. Jena.
- SCHAUMBURG, J. et al. (2006): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EUWasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- SCHEUER, L. (2008): Kompensation Blau – Gewässerentwicklung durch Ökokonto und Ersatzgeld. Ohne Ort. (lothar.scheuer@aggeverband.de)
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Stuttgart.
- SCHÖNBORN, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. Stuttgart.
- UGB-KomE (1998): Umweltgesetzbuch, Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch. Berlin.
- UHLMANN, D.; W. HORN (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer. Stuttgart.
- UIH [Ingenieur- und Planungsbüro Umwelt Institut Höxter] (2007a) Planungs- und Maßnahmenkataster für das Bearbeitungsgebiet Untere Ems.
- UIH [Ingenieur- und Planungsbüro Umwelt Institut Höxter] (2007b) Planungs- und Maßnahmenkataster für das Bearbeitungsgebiet Leda-Jümme.
- UIH [Ingenieur- und Planungsbüro Umwelt Institut Höxter] (2007c) Planungs- und Maßnahmenkataster für das Bearbeitungsgebiet Hase.

Rechtsgrundlagen

- Richtlinie 2000/60/EG des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik („WRRL“) - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 23. Oktober 2000.
- Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I 2542).
- Niedersächsisches Wassergesetz (NWG) vom 10.06.2004 (Nds. GVBl. S. 171) in der Neubekanntmachung vom 25.07.2007 (Nds. GVBl. S. 345), Hannover.
- Baugesetzbuch (BauGB) vom 23.09.2004, (BGBl. I. S. 2414), zuletzt geändert 21.06.2005 (BGBl. S. 1818) m.W.v. 01.07.2005.
- Verwaltungsverfahrensgesetz (VwVfG) vom 25.Mai 1976 in der Neufassung vom 23.01.2003, zuletzt geändert 05.05.2004(BGBl. S. I 718); Berlin.
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume und der wildlebenden Tiere (FFH-Richtlinie) vom 21.05.1992.
- Richtlinie 79/409/EWG des Rates über die Erhaltung wildlebender Vogelarten vom 02.04.1979.