

Universität Freiburg

Institut für Forstökonomie

Arbeitsbericht 51-2008

**Ökoeffizienz-Analyse -
Entwicklung eines Ansatzes zur
Bewertung von dezentralen
Hochwasserschutzmaßnahmen**

Ebinger, Frank

Elsner, Kay

Vogt, Philipp

Institut für Forstökonomie
Tennenbacherstr. 4
D-79085 Freiburg im Breisgau
Tel.: 0761/203-3689 Fax: 0761/203-3690
E-mail: forecon@uni-freiburg.de

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG	4
EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG	5
ZIELSETZUNG UND METHODIK	6
1 DEZENTRALER HOCHWASSERSCHUTZ	7
1.1 Grundlegende Charakteristika von Hochwasser.....	7
1.2 Hochwasserschäden, Betroffene und Akteure	8
1.3 Charakteristika von Hochwasserschutzmaßnahmen.....	9
1.4 UVP und Eingriffsregelung von Hochwasserschutzmaßnahmen.....	10
2 DIE METHODE DER ÖKOEFFIZIENZ-ANALYSE	11
2.1 Ökoeffizienz-Analyse – Definition für den Bereich Landnutzung.....	11
2.2 Wissenschaftstheoretische Einordnung der Methodik.....	11
2.3 Bestehende Entscheidungshilfe-Instrumente im Hochwasserschutz.....	12
2.4 Grundsätze der ökologischen Bewertung von Landnutzungsänderungen.....	14
2.5 Vorgehensweise bei der Ökoeffizienz-Analyse.....	16
2.5.1 Datenermittlung.....	18
2.5.2 Bewertung	22
2.5.3 Ökoeffizienz-Portfolio	28
3 AUSBLICK	30
4 LITERATUR	33
ANHANG	36
I Datenblatt Ökonomie	36
II Klassifikation Ökologie.....	38
III Ausgewählte Projekte zu Landnutzungsänderung und deren ökonomische und ökologische Bewertung.....	42

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1	Multikriterielle Bewertungsinstrumente von Landnutzungsänderungen.....	12
Abbildung 2	Hierarchische Beschreibung der Landschaft	15
Abbildung 3	Bottom up Approach	16
Abbildung 4	Vorgehensweise bei der Ökoeffizienz-Analyse.....	17
Abbildung 5	Klassifikationsschema – Auszug	20
Abbildung 6	Wasserrückhaltevolumen einer technischen Maßnahme	21
Abbildung 7	Wasserrückhaltevolumen einer natürlichen Maßnahme	21
Abbildung 8	Kostenarten und ihre zeitliche Gewichtung.....	22
Abbildung 9	Ökologische Risikoanalyse.....	25
Abbildung 10	Ablauf der ökologischen Bewertung	26
Abbildung 11	Ecological Single Key Values	27
Abbildung 12	Ecological Cumulative Key Value	28
Abbildung 13	Ökoeffizienz-Portfolio.....	29
Abbildung 14	Maßnahmenkombinationen im Einzugsgebiet	30
Abbildung 15	Schadenspotenzial-Analyse	31

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1	Nutzungsarten und deren Schäden.....	8
Tabelle 2	Skalenbereiche in der Hydrologie	16
Tabelle 3	Direkte Kostenarten	19
Tabelle 4	Ökologische Schutzgüter und deren Funktionen	20

Zusammenfassung

Die Ökoeffizienz-Analyse (EEA) liefert grundlegende Informationen über die zu erwartenden ökonomischen und ökologischen Auswirkungen dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen und verknüpft diese mit Daten des potenziellen Wasserrückhalts der einzelnen Maßnahmen. Dieses Tool ist übergreifend für alle dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen – in der Forst- und Landwirtschaft sowie im Siedlungsbereich – anwendbar und wurde als Teil eines Entscheidungshilfe-Instrumentes (Decision-Support-System) des Interreg III b NWE Projektes WaReLa – Water Retention by Land Use – für den Hochwasserschutz in der Landnutzungsplanung konzipiert.

Grundsätzlich trennt sich die Ökoeffizienz-Analyse in die Schritte Datenermittlung und Bewertung. Durch die Darstellung der drei Komponenten Ökonomie, Ökologie und Wasserrückhaltepotenzial in einem Portfolio-Diagramm lässt sich die Ökoeffizienz der Maßnahmen untereinander vergleichen und interpretieren. Dadurch kann die Auswahl geeigneter Maßnahmen oder Maßnahmenpakete in Abhängigkeit der Präferenzen sowie des normativen Hintergrundes des Anwenders erleichtert werden.

Einleitung und Problemstellung

„Mit jedem Tropfen Wasser, der im Einzugsgebiet zurückgehalten wird, werden die Scheitelabflüsse bzw. die Wasserstände reduziert und damit die Hochwasserschäden verringert“ (Patt [2001]: 225-226).

Die Erfahrungen der letzten Jahre lassen vermuten, dass bestehende und geplante ingenieurtechnische Hochwasserschutzmaßnahmen nicht ausreichen, zukünftige Hochwasserereignisse zu verhindern. Im Hochwasserschutz ist nicht zuletzt deswegen ein Umdenken zu erkennen. Zum einen werden Hochwässer wieder als natürliche Phänomene erachtet: „Hochwässer gehören zu den natürlichen Vorgängen in der Landschaft“ (Barth [2005]: 5 in Naturschutz-Info 2/2005). In diesem Zusammenhang können auch die Ökologischen Flutungen des Integrierten Rheinprogramms genannt werden. Zum anderen wird das Potenzial der Hochwasservorsorge im Einzugsgebiet entdeckt. „Maßnahmen zum dezentralen Hochwasserschutz gewinnen als Alternative und Ergänzung der klassischen Konzepte immer mehr an Bedeutung“ (DWA [2006]).

Dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen sind nicht nur technisch und in der Genehmigung weniger aufwendig. Sie führen auch oft nicht zu negativen Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes und des Landschaftsbildes oder haben sogar positive Effekte auf Fauna, Flora und den natürlichen Wasserhaushalt.

Der Hochwasserschutz im Einzugsgebiet wird auch von der Ministerkonferenz für Raumordnung (MKRO) gefordert: „Neben Maßnahmen zum vorbeugenden Hochwasserschutz an Flüssen und in ihren Abfluss- und Retentionsbereichen sind auch im gesamten Einzugsgebiet Maßnahmen zum Wasserrückhalt zu ergreifen. [...] Leitvorstellung sollte sein, die Nutzungen im Einzugsgebiet, die prozessualen Abläufe des Wasserhaushaltes und die Erfordernisse des vorbeugenden Hochwasserschutzes in Einklang zu bringen.“ (MKRO [2000]: Abs. 8)

Bei einer effektiven Hochwasservorsorge werden [...] ingenieurtechnische Maßnahmen zum Hochwasserschutz an den Flüssen durch ein integriertes Einzugsgebietsmanagement unterstützt. Dies sind Maßnahmen des vorbeugenden Wasserrückhaltes durch die Flächenbewirtschaftung, also Maßnahmen der Forstwirtschaft, der Landwirtschaft und Maßnahmen im Siedlungs- und Verkehrsbereich (<http://www.warela.eu>).

Im Rahmen des EU INTERREG IIIb Projektes „WaReLa – Water Retention by Land Use“ sollen transnationale Raumplanungsinstrumente zur Vermeidung von Hochwasserkatastrophen durch eine vorbeugende Landnutzung in Einzugsgebieten entwickelt werden. Die Ökoeffizienz-Analyse von dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen (EEA) ist Teil von WaReLa und leistet einen Beitrag zu folgenden Bausteinen:

- Beurteilung der ökonomischen, ökologischen und wasserwirtschaftlichen Effizienz und Effektivität,
- Ausarbeitung von raumplanerischen Steuerungselementen für ein transnationales Flussgebietsmanagement zur Hochwasservorsorge,
- Entwicklung eines international anwendbaren raumplanerischen Instrumentariums „ökoeffizientes Decision Support System (DSS) für Hochwasser- und Rückhaltepotenziale in der Raumplanung“.

Es gibt eine große Anzahl an möglichen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen, und den Entscheidungsträgern fällt es oft nicht leicht, die am besten geeigneten Maßnahmen für ein Gebiet auszuwählen. Basierend auf einer raumstrukturellen Voruntersuchung bietet die Ökoeffizienz-Analyse hier die Möglichkeit, aus einem Katalog an prinzipiell möglichen Maßnahmen die in ökonomischer und ökologischer Hinsicht effizienteste auszuwählen.

Zielsetzung und Methodik

Das Ziel des WaReLa-Teilprojektes Ökoeffizienz-Analyse (EEA) ist die Erarbeitung einer Methode für die ökologische und ökonomische Bewertung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen.

Ergebnisse dieser Bewertung sollen mit dem Wasserrückhaltepotenzial der Maßnahmen verknüpft werden können. Diese Informationen können mit weiteren Daten über die technische Durchführbarkeit der Maßnahmen in ein Entscheidungshilfesystem (DSS) eingespeist werden und für die Auswahl der am besten geeigneten Hochwasserschutzmaßnahme in einem Raum zur Verfügung stehen.

Die EEA stellt somit die ökonomische und ökologische Grundlage für Abwägungs- und Partizipationsprozesse für dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen im Rahmen des Landschaftsmanagements auf der unteren bis mittleren Planungshierarchie dar. Die EEA soll dabei auf alle möglichen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen in den drei Landnutzungsbereichen Forstwirtschaft, Landwirtschaft und Siedlungen angewendet werden können. Diese Zielsetzung führte dazu, dass das Instrument der EEA auf einer Abstraktionsebene entwickelt wurde, die allen drei Landnutzungsbereichen gerecht wird. Dies bedeutet, dass in der zukünftigen Anwendung die methodischen Vorgaben der EEA auf den jeweiligen spezifischen Raum und die jeweilige spezifische Maßnahme konkretisiert werden müssen. Um diesen Weg nachvollziehbar zu machen, wurde im Rahmen der Entwicklung der EEA das Instrument auf Praxisbeispiele aus allen drei Landnutzungsbereichen im Grundsatz angewendet. Die Ergebnisse dieser Anwendung sind im 2. Teil des Projektendberichts des WaReLa-Teilprojektes Ökoeffizienz-Analyse (EEA) *Endbericht – Teil 2 – Anwendung* dargestellt.

Methodische Anforderungen an die EEA liegen im Spannungsfeld zwischen Praktikabilität, Transparenz und fachlicher Validität. Bei der Ökoeffizienz-Analyse werden ökonomische Schätzungen, ökologische Einstufungen und hydrologische Modellierungsdaten miteinander verknüpft. Daraus ergibt sich die methodische Herausforderung, dass im Rahmen der EEA mit unterschiedlichen Subjektivitätsgraden umgegangen werden muss. Hierbei erwies sich ein methodischer Ansatz als viel versprechend, der sowohl quantitative als auch qualitative Analysen und Bewertungen miteinander verknüpft.

Da Ökoeffizienz-Analysen bisher nahezu ausschließlich für Unternehmens- oder Produktbewertungen entwickelt wurden, musste zum Teil methodisches Neuland betreten werden. Basierend auf bestehenden Instrumenten der Ökoeffizienz-Analyse, dynamische Verfahren der Investitionsanalyse und Eingriffsbewertungen der Eingriffs- und Ausgleichsregelung galt es, diese Verfahren entsprechend zu modifizieren.

Die Besonderheiten bei der Bewertung von dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen sind insbesondere:

- Der Nutzen einer dezentralen Hochwasserschutzmaßnahme ist primär das Wasserrückhaltepotenzial.
- Dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen sind oft mit positiven ökologischen Entwicklungen verbunden (im Gegensatz zu den erheblichen Beeinträchtigungen von Vorhaben, die im Rahmen der Eingriffs- und Ausgleichsregelung nach Bundes-Naturschutzgesetz bewertet werden).
- Werden Schadensvermeidungen durch Hochwasserschutz in die Betrachtung miteinbezogen, können in der Summe theoretisch auch ökonomisch positive Auswirkungen entstehen.
- Der räumliche Untersuchungsrahmen kann für alle drei Komponenten der EEA unterschiedlich sein und kann theoretisch bis an die Grenzen des Einzugsgebiets reichen.
- Der zeitliche Untersuchungsraum wurde mit 80 Jahren sehr hoch gewählt, um Maßnahmen, wie z.B. die Aufforstung, deren Auswirkungen sich erst nach einiger Zeit bemerkbar machen, bewerten zu können. Um die Maßnahmen dann untereinander vergleichen zu können, wurde eine Methode entwickelt, die die ökonomische, ökologische und hydrologische Entwicklung in 80 Jahren im Sinne einer Trendanalyse bewertet.

1 Dezentraler Hochwasserschutz

1.1 Grundlegende Charakteristika von Hochwasser

Erhöhte Wasserstände in Gewässern bezeichnet man als Hochwasser (Patt [2001]: 1). „Hochwässer sind ein [normaler] Bestandteil des Naturhaushaltes. Viele Arten und Lebensgemeinschaften haben sich nicht nur an das Hochwassergeschehen angepasst, sondern brauchen die regelmäßige Überflutung zur Erhaltung ihrer Lebensräume.“ (BMVBS [2006]: 2).

Das Abflussregime, das heißt das Abflussgeschehen im Jahresverlauf ist maßgebend für Dauer und Häufigkeit der Abflüsse (vgl. Jüring [2005]: 6ff.). Neben intensivem und lang andauerndem, großflächigem Dauerregen (vgl. Hornemann [2006]: 5), können nach Patt [2001] und Hornemann [2006] weitere Faktoren für Hochwasser sein:

- kurze Starkniederschläge,
- Schneeschmelzen (meist im Frühjahr),
- Damm- bzw. Deichbruch,
- Erdbeben,
- durch Erosion bedingte Erdrutsche,
- Eisabbrüche (vor allem im Gebirge bei Gletschern),
- Sturmfluten.

„Maßgebend für die Höhe des Hochwassers sind neben der zeitlichen und räumlichen Verteilung des Niederschlags die Speicherwirkungen von Bewuchs, Boden [...], Gelände und Gewässernetz des Einzugsgebietes“ (Worreschk [2000]: 1). Der Bewuchs wirkt über die Interzeption verdunstungserhöhend, über die Durchwurzelung des Bodens erhöht er die Infiltrationsfähigkeit, und er bremst den Oberflächenabfluss (Worreschk [2000]: 1). „Die Art der Bodennutzung [...] und die Flächenversiegelung für Siedlungen und Verkehr sind vor allem in kleinen Einzugsgebieten und bei kleinen Hochwassern relevante Faktoren, die das Entstehen von Hochwasser beeinflussen“ (Hornemann [2006]: 9).

Auch die „Form des Einzugsgebietes hat [...] einen Einfluss auf den Ablauf der Hochwasserwellen. So entstehen in langgestreckten Einzugsgebieten abgeflachte Hochwasser, da die Wellen der Teilgebiete nacheinander im Hauptgewässer eintreffen und ablaufen. Im Falle von mehr oder weniger runden Gebieten treffen die Teilwellen etwa gleichzeitig ein und addieren sich. Ein dichtes Flussnetz bei hohem Gefälle bewirkt einen raschen Abfluss [...]. (Worreschk [2000]: 5)

Die Wiederholung von Hochwasserereignissen ist definiert anhand der durchschnittlichen Periodizität der Hochwasservorkommnisse, zum Beispiel ein Hochwasserereignis innerhalb 100 Jahren. Diese Eintretenswahrscheinlichkeit wird mit „Jährlichkeit“¹ umschrieben (vgl. z.B. DKKV [2003]). „Die Jährlichkeit drückt aus, welcher Abfluss im Mittel über [bestimmte] Zeiträume einmal in [dem Zeitraum] erreicht oder überschritten wird. Dieser Abfluss hat dann die Überschreitungswahrscheinlichkeit von $1/T$ [T =Zeitraum]. So kennzeichnet z.B. die Abkürzung HQ_{100} einen Hochwasserabfluss mit Überschreitungswahrscheinlichkeit [von jährlich 1%].“ (Patt [2001]: 349-350). Häufig ist die Interpretation des Begriffes Jährlichkeit falsch, da angenommen wird, dass Hochwasser mit einer Jährlichkeit von 100 Jahren (HQ_{100}) in Abständen von 100 Jahren auftreten. Jedoch basiert die so genannte Jährlichkeit auf einer Wahrscheinlichkeitsbetrachtung, und daher ist es prinzipiell möglich, dass statistisch weniger häufige Hochwasser in deutlich kürzeren Zeitabständen auftreten (vgl. Patt [2001]).

¹ Eintretenshäufigkeit : z. B. HQ_{100} , ein Hochwasser, das statistisch im Mittel einmal in 100 Jahren auftritt.

1.2 Hochwasserschäden, Betroffene und Akteure

Hochwässer werden erst dann zu einem Problem, wenn sie Schäden verursachen. Die Beanspruchung von Fließgewässern durch den Menschen hat in den letzten Jahrhunderten und Jahrzehnten immer mehr zugenommen und damit einhergehend eine Einengung des natürlichen Laufes und Raumes von Flüssen bewirkt (Proverbs [2004]: 75ff.; Patt [2001]). Außerdem wurden natürliche Überschwemmungsflächen und ehemalige Auengebiete mit Wohn- und Gewerbegebieten überbaut (Trube [2005]: 21). Deshalb ist eine Steigerung des Schadenspotenzials und eine Zunahme der Schäden in diesen Gebieten zu verzeichnen (Hornemann [2006]: 15). Die Schäden betreffen sowohl ökonomische, soziale (gesellschaftliche) als auch ökologische Werte (Kreimer [2003]: 45ff.).

Hochwasserschäden können untergliedert werden in direkte und indirekte Schäden (vgl. Tabelle 1). Direkte Schäden bezeichnen solche, welche unmittelbar nachteiligen Einfluss nehmen auf Menschen, Sach- und Kulturgüter und die Umwelt. Indirekte Schäden resultieren aus den Folgekosten und den Konsequenzen, die eine Unterbrechung ökonomischer und sozialer Tätigkeiten mit sich bringt.

Tabelle 1 Nutzungsarten und deren Schäden
(Quelle: Egli [2002]: 17)

Nutzungsarten	Direkte Schäden	Indirekte Schäden
Handwerk, Handel, Industrie	Verlust an Material, Werkzeug, Lagergut, Verlust an Mobiliar und Archiven	Reinigungskosten, Betriebsausfall
Landwirtschaftliche Betriebe	Schäden an Neubauten, Verlust an Material, Werkzeug, Lagergut	Betriebsausfall, Produktionsausfall
Eigenheime	Schäden an Immobilien, Schäden an Mobilien und Werten	Unterbringungskosten, Reinigungskosten
Öffentliche Dienste und Netze	Verlust an Immobilien und Gütern, Verlust an Ausrüstung	Reinigungskosten, Kosten für die Organisation des Rettungsdienstes und die Ersatzdienstleistungen
Kulturerbe, Umwelt	Schäden an Kulturerbe	Wiederinstandsetzungskosten
Lokale Wirtschaft	Finanzielle Schäden	Reduzierung des Grundstückspreises Werteverlus

Um Schäden allerdings monetarisieren zu können und in den Bewertungsprozess der Ökoeffizienz-Analyse zu integrieren, muss die Höhe der vermiedenen Schäden durch Hochwasser vermindernde Maßnahmen ermittelt werden, was sich als sehr aufwändig darstellen kann.

1.3 Charakteristika von Hochwasserschutzmaßnahmen

Hochwasserschutzmaßnahmen können u.a. nach folgenden Kriterien unterschieden werden:

- Größe bzw. zurückgehaltenes Volumen,
- ingenieurtechnische oder natürliche Maßnahme,
- dezentrale oder zentrale Maßnahme.

Unterscheidung nach Größe

Nach Assmann [2006] unterscheidet man in Anlehnung an DIN 19700 (2004) sehr kleine Hochwasser vermeidende Maßnahmen mit bis zu 50.000 m³ Rückhaltevolumen, kleine Maßnahmen mit bis zu 100.000 m³ und große Maßnahmen mit > 1.000.000 m³.

Technische oder natürliche Maßnahmen

Technische Maßnahmen sind beispielsweise Regenrückhaltebecken, Mulden-Rigolensysteme, Kleinrückhalte, Dämme und Deiche. Naturnaher bzw. natürlicher Hochwasserschutz steigert die natürliche Retention durch Renaturierung durch z.B. Nutzung von natürlichen Mulden und Gräben, ökologische Flutungen, Extensivierung und Diversifikation der Landnutzung oder waldbauliche Maßnahmen.

Zentrale oder dezentrale Maßnahmen

Dezentrale Maßnahmen unterscheiden sich nach Assmann [2006]: 10 gegenüber zentralen Maßnahmen darin, dass die Hochwasserentstehung auf der Fläche, also im Einzugsgebiet, beeinflusst wird und nicht erst das im Gewässer abfließende Hochwasser. Dezentrale Maßnahmen sind eher von kleiner Größenordnung, und sie stellen meistens natürliche Prozesse im Wasserkreislauf wieder her, was gleichzeitig oft zu positiven ökologischen Effekten führt. Um eine Wirkung auf den Hochwasserabfluss zu erzielen, müssen die effektivsten dezentralen Maßnahmen „mosaikartig“ und „flächendeckend“ im Einzugsgebiet verteilt sein (Assmann [2006]: 10-11). Dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen sind präventiver und integrierter Hochwasserschutz, denn die Retention des Wasserabflusses findet verteilt im gesamten Einzugsgebiet statt und ist eingebettet in die Landschaftsplanung des jeweiligen Raumes. In § 2 Abs. 2 Nr. 8 Raumordnungsgesetz heißt es: "Für den vorbeugenden Hochwasserschutz ist [...] im Binnenland vor allem durch Sicherung oder Rückgewinnung von Auen, Rückhalteflächen und überschwemmungsgefährdeten Bereichen [zu sorgen]".

1.4 UVP und Eingriffsregelung von Hochwasserschutzmaßnahmen

Nach Anlage 1 und 2 des Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetzes sind folgende Anlagen, Vorhaben und Pläne mit Bezug zum Hochwasserschutz einer Umweltverträglichkeitsprüfung (für Anlagen) oder einer Umweltprüfung (für Pläne) zu unterziehen:

Wasserwirtschaftliche Vorhaben mit Benutzung oder Ausbau eines Gewässers	
Bau eines Stauwerkes oder einer sonstigen Anlage zur Zurückhaltung oder dauerhaften Speicherung von Wasser	
10 Mio. m ³ oder mehr Wasser zurückgehalten oder gespeichert werden	
weniger als 10 Mio. m ³ Wasser zurückgehalten oder gespeichert werden	
Bau eines Deiches oder Dammes, der den Hochwasserabfluss beeinflusst	
Forstliche Vorhaben	
Erstaufforstung im Sinne des Bundeswaldgesetzes	
50 ha oder mehr Wald	
weniger als 50 ha Wald	
Rodung von Wald im Sinne des Bundeswaldgesetzes zum Zwecke der Umwandlung in eine andere Nutzungsart	
10 ha oder mehr Wald	
weniger als 10 ha Wald	
Hochwasserschutzpläne nach Wasserhaushaltsgesetz	
Bauleitplanungen nach Baugesetzbuch	
Landschaftsplanungen nach Bundesnaturschutzgesetz	

Während bei den wasserbaulichen Vorhaben die Dimensionen meistens deutlich über denen von dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen liegen dürften, können forstliche Maßnahmen als dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen durchaus zumindest den landesrechtlichen Pflichten einer Umweltverträglichkeitsprüfung unterliegen.

In den drei Planarten Hochwasserschutzpläne, Bauleitpläne und Landschaftspläne sind dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen Bestandteile der Gesamtplanung, die insgesamt einer Umweltprüfung zu unterziehen ist.

Nach § 18 des Bundesnaturschutz-Gesetzes sind „Eingriffe in Natur und Landschaft [...] Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen oder Veränderungen des mit der belebten Bodenschicht in Verbindung stehenden Grundwasserspiegels, die die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbild erheblich beeinträchtigen können“, wobei es Ausnahmen für die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung gibt.

Dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen sind potenzielle Eingriffe in Natur und Landschaft. Ob die Eingriffs- und Ausgleichsregelung greift, ist im Einzelfall abzuklären. So genannte Positivlisten wurden z.B. vom Umweltministerium Rheinland-Pfalz herausgegeben.

Die gesetzlichen Anforderungen an eine eventuell notwendige Eingriffsbewertung können mit der Ökoeffizienz-Analyse weitgehend abgedeckt werden. Für die Aufstellung und Umweltprüfung von Hochwasserschutz-, Bauleit- und Landschaftspläne liefert die Ökoeffizienz-Analyse wichtige Informationen. Auch mit den Umweltverträglichkeitsprüfungen sind inhaltlich und methodisch große Schnittmengen gegeben.

2 Die Methode der Ökoeffizienz-Analyse

2.1 Ökoeffizienz-Analyse – Definition für den Bereich Landnutzung

Aufgrund der Vielfalt an Definitionen und Verständnisansätzen der Ökoeffizienz-Analyse in Wissenschaft und Praxis (vgl. Günther [2005]), liegt der Ökoeffizienz-Analyse für dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen eine sehr grundlegende Sicht von Ökoeffizienz zu Grunde (vgl. Schaltegger [1999]: 13):

$$\text{Ökoeffizienz} = \text{Wertschöpfung} / \text{Schadschöpfung}$$

Die Verwendung Ökoeffizienz war bisher weitgehend auf die Bereiche der Unternehmens- und Produktionsbewertung beschränkt. Hierbei können die erzielten Umsätze als *Wertschöpfung* und die ökologischen Probleme als *Schadschöpfung* betrachtet werden.

Beim Einsatz des Instrumentes der Ökoeffizienz-Analyse für die Bewertung von Landnutzungsmaßnahmen für den Hochwasserschutz sind die Größen, die die Wertschöpfung bestimmen, das Wasserrückhaltepotenzial und eine ökologische Aufwertung der Landschaft (z.B. durch Renaturierung) sowie finanzielle Einnahmen (z.B. durch den Holzverkauf bei Aufforstungsmaßnahmen) und vermiedene ökonomische Schäden durch Hochwasser. Die Schadschöpfung wird bestimmt durch eventuelle ökologische Beeinträchtigungen sowie Investitions-, Betriebs- und Opportunitätskosten der Maßnahmen.

Wertschöpfung (positiv)	Schadschöpfung (negativ)
Wasserrückhaltepotenzial	Ökologische Beeinträchtigungen
Ökologische Aufwertung	Kosten der Maßnahmen
Finanzielle Einnahmen	
Vermiedene ökonomische Schäden	

2.2 Wissenschaftstheoretische Einordnung der Methodik

Bei der Ökoeffizienz-Analyse werden empirisch-quantitative mit empirisch-qualitativen Explorationsmethoden verknüpft (vgl. Bortz [1995]: 345ff.). Während die Informationen zum Rückhaltepotenzial und zur Ökonomie, wenn auch teilweise geschätzt, doch weitgehend quantitativer Natur sind, spielen bei der ökologischen Bewertung v.a. qualitative, nicht quantifizierbare Aspekte eine große Rolle. „Mechanistische Theorien der Mensch-Umwelt-Beziehungen [eines] homo oeconomicus“ sind hier nicht weiterführend, da die bewertenden und entscheidenden Akteure nie denselben und immer einen „unvollkommenen Informationsstand“ besitzen und ihre Wahrnehmung der Umwelt „selektiv“ und abhängig vom „soziokulturellen“ Hintergrund ist (Werlen [2004]). Die Ökoeffizienz-Analyse besitzt daher einen stark handlungstheoretischen Bezug. Die Auswertung der Ökologie und letztlich auch der Ökoeffizienz findet dagegen wieder durch explorativ quantitative Methoden der Datenanalyse (Trendanalyse, Portfolio-Darstellung) statt.

Die Ökoeffizienz-Analyse als Teil eines DSS (Decision Support System) soll dazu befähigen, trotz zahlreicher Aspekte und beteiligter Akteure, von denen die Güte einer Maßnahme abhängig ist, die am besten geeignete Maßnahme herauszufinden. Dieser Problematik kann durch eine Multi-Kriterien-Analyse begegnet werden, bei der die Anzahl möglicher Entscheidungsalternativen immer weiter reduziert wird. Aus einer großen Anzahl an Entscheidungsfaktoren müssen sukzessive über gewichtende und aggregierende Schritte die maßgeblichsten Kriterien herausgefunden und als Entscheidungsgrundlage kombiniert und aufbereitet werden (vgl. z.B. Maniezzo [1996]). Alle im Anhang beispielhaft aufgeführten Instrumente basieren im Kern auf einer Multi-Kriterien-Analyse.

2.3 Bestehende Entscheidungshilfe-Instrumente im Hochwasserschutz

Bei der Bewertung monetärer Auswirkungen durch Maßnahmen gehen die einzelnen Ansätze unterschiedlich weit, was monetarisiert werden kann. Während eine Methodengruppe nur ‚betriebswirtschaftlich‘ relevante Kosten und Einnahmen durch die Maßnahmen betrachtet – hier gehören z.B. die Methoden dazu, die reine Kosten-Vergleiche zwischen unterschiedlichen Landnutzungsarten für den einzelnen Betroffenen anstellen – schließt eine andere Methodengruppe auch ‚volkswirtschaftlich‘ relevante Kosten mit ein, wie z.B. Schadensvermeidungen einer von Hochwasser bedrohten Region. Bei der dritten Methodengruppe werden intangible soziale und ökologische Aspekte monetarisiert (vgl. dazu Scholles [2006b]). Die Monetarisierung von intangiblen Auswirkungen wird sehr kontrovers diskutiert (z.B. Turner [2003]: 495: “Society may also regard nature or some of its attributes as socio-culturally, historically or symbolically valuable; and for some people such value cannot be meaningfully expressed in monetary terms.” Immaterielle Aspekte, wie z.B. die irreversible Veränderung der Artenzusammensetzung als Folge einer Maßnahme, können eben nicht einfach durch Geldwerte substituiert und ausgedrückt werden (vgl. dazu auch: Meyerhoff [2003], WBGU [1999], Hampicke [1988]). Für die monetäre Bewertung von Auswirkungen auf immaterielle Schutzgüter gibt es unterschiedliche indirekte Ansätze. Eine Möglichkeit besteht darin, die Kosten von Schutz- oder Kompensationsmaßnahmen zu berechnen (vgl. dazu auch das Konzept der Ausgleichsabgabenzahlung bei der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung), sog. “Willingness to Pay” (WTP) – Ansätze oder “Willingness to Accept” (WTA) – Ansätze. (vgl. hierzu z.B.: Heckl, et al. [2003]: 92; OECD [2002]: 89 ff.; WBGU [1996]: 77) Im Rahmen der Ökoeffizienz-Analyse wird auf diese dritte Stufe der Monetarisierung aus den genannten Problemen verzichtet.

Abbildung 1 stellt eine Übersicht über monetarisierende und nicht monetarisierende Methoden und ihre jeweilige Einordnung dar.

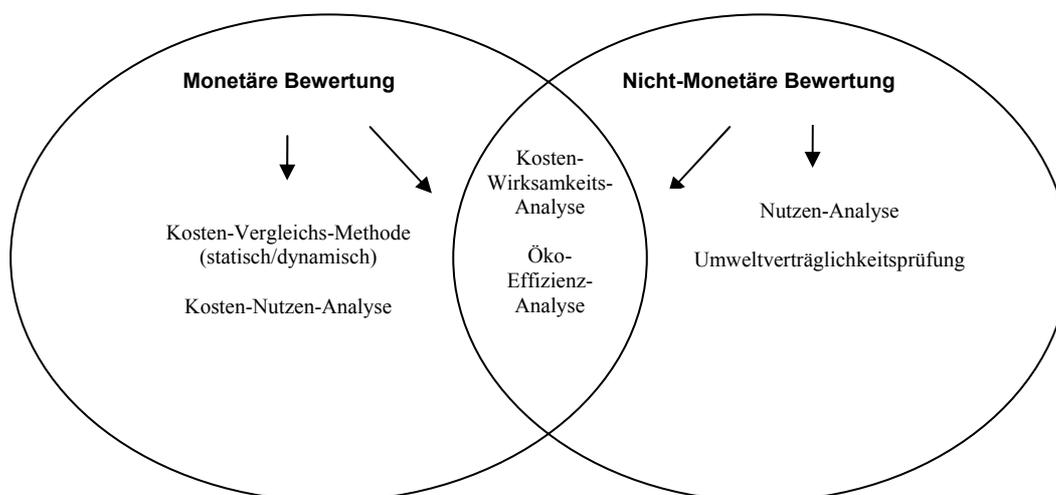


Abbildung 1 Multikriterielle Bewertungsinstrumente von Landnutzungsänderungen

Die wohl einfachste ökonomische Bewertung erfolgt über die Kosten-Vergleichs-Methode bei der die Kosten unterschiedlicher Maßnahmen in Geldwerten miteinander verglichen werden. Hierbei sollten die Maßnahmen aber auch in ihrer Retentionswirkung (Nutzen) vergleichbar sein. Auswirkungen, die nicht direkt über Kosten oder Einnahmen beziffert werden können, werden hierbei nicht berücksichtigt. Für Lang-Zeit-Maßnahmen bzw. Maßnahmen, deren Wirkungen sich über längere Zeiträume verändern können, bietet sich ein Vergleich der dynamischen Kosten an, bei dem der zeitliche Verlauf von Kosten und Einkommen in der Berechnung miteinbezogen werden kann.

Die in ökonomischer Hinsicht am weitest gehende Methode ist die Kosten-Nutzen-Analyse, bei der theoretisch alle positiven und negativen Auswirkungen monetarisiert, also auch volkswirtschaftliche Auswirkungen und immaterielle Werte indirekt in Geldwerten ausgedrückt werden.

Bei der Nutzen-Analyse finden keine ökonomischen oder ökologischen Bewertungen statt. Hier wird die Effektivität, also die Retentionsleistung ermittelt und verglichen.

Die Umweltverträglichkeitsprüfung ist ein rechtlich normiertes (nach Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz) Instrument zur frühzeitigen und umfassenden Ermittlung, Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen auf die Umwelt (§§ 1 und Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz) bei bestimmten UVP-pflichtigen Vorhaben (Anlage 1 des UVPG) sowie umweltschutzpflichtigen Plänen und Programmen (Anlage 3 des UVPG) zur wirksamen Umweltvorsorge nach einheitlichen Grundsätzen.

Die Einordnung der Ökoeffizienz-Analyse erfolgte in Anlehnung an Scholles: „Man sollte vor allem die Kosten-Nutzen-Analyse für den Zweck benutzen, für den sie erfunden worden ist: für die ökonomische Bewertung. Man sollte sie nicht durch mehr oder weniger aufgesetzte Bewertung von sozialen und Umweltauswirkungen zweckentfremden. Stattdessen müssen parallel und gleichberechtigt (nicht nur flankierend) Sozial- und Umweltverträglichkeitsprüfungen durchgeführt werden“ (Scholles [2006b]). Die Ökoeffizienz-Analyse lässt sich daher am ehesten mit einer Kosten-Wirksamkeits-Analyse vergleichen, bei der eine Ermittlung der direkten Kosten und Einnahmen sowie der ökonomischen Vorteile bei Schadensverhinderung erfolgt. Diese werden mit der Wirksamkeit der Retentionsmaßnahmen in Beziehung gesetzt. Die parallel dazu durchgeführte Einstufung der ökologischen Auswirkungen ist vergleichbar mit schutzgut- und landschaftsfunktionsbezogenen Methoden, die bei Umweltverträglichkeitsprüfungen und Eingriffsbewertungen verwendet werden.

In der Tabelle „Ausgewählte Projekte zu Landnutzungsänderung und deren ökonomische und ökologische Bewertung“ im Anhang sind eine Auswahl bestehender Entscheidungs- und Bewertungsinstrumente für Hochwasserschutz durch Landnutzungsänderungen aufgeführt. Die Liste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, bietet aber einen weitgehenden Überblick ökonomischer und ökologischer Bewertungsansätze in diesem Bereich. Durch die Untersuchung bereits erarbeiteter Methoden war es möglich, den Stand von Wissenschaft und Technik in diesem Bereich zu skizzieren, die Ökoeffizienz-Analyse darin zu verorten sowie Anregungen und Erfahrungen aufzunehmen und zu verarbeiten. Für weitergehende Fragen sei auf die entsprechenden Publikationen zu den Methoden hingewiesen.

2.4 Grundsätze der ökologischen Bewertung von Landnutzungsänderungen

Bewertungen dienen der Auswahl von Alternativen und damit der Legitimation von Entscheidungen (Balla 2003, 59). Wenn ein Gutachter eine Landschaft als wertvoll beispielsweise für die Erholung bewertet, wird „die sachliche Ausprägung eines Wertträgers einem Wertmaßstab zugeordnet, wodurch sich ein Werturteil ergibt“ (Jessel in Balla [2003]: 85). „Bewerten ist [also] ein Soll-Ist-Vergleich“ (Bohne in [Balla] 2003, 85) zwischen einem „erwünschten und realen“ (Wulf [2001]: 6) Zustand. Ökologische Bewertungen vergleichen ökologische Daten mit Wertmaßstäben des gewünschten Umweltzustandes.

Bei der Bewertung ist die transparente Trennung von Sach- und Wertebene erforderlich, weil „wertende Aussagen (Soll-Aussagen) [...] nicht ausschließlich aus Tatsachen [...] hergeleitet werden“ (Balla [2003]: 60) dürfen. Bei einem solchen „naturalistischen Fehlschluss“ (Lehnes in Balla [2003]: 60) „fehlt [...] der Bezug zu einem allgemein gültigen Wertmaßstab“ (Balla 2003, 60). Gegenstände der Sachebene sind „empirische Tatsachen“, Gegenstände der Wertebene sind „Artefakte, die aufgrund individueller Präferenzen oder sozialer Konventionen existieren“ (Balla [2003]: 60). Das bedeutet, jede Bewertung ist subjektiv. Sie kann jedoch bis zu einem gewissen Grad objektiviert werden. Folgende Aspekte spielen hier eine Rolle:

- Standardisierung der Datenerhebung,
- transparente Auswahl der zugrunde zu legenden Normen,
- transparente Methodik der Bewertung.

Wenn nun also die Bewertung einen Soll-Ist-Vergleich darstellt, ergibt sich die Frage: Wie lässt sich dieser Soll-Zustand ermitteln? Soll-Zustände werden hierarchisch aus Leitbildern abgeleitet (vgl. dazu Scholles [2006a] und Fürst [1992]). Leitbilder repräsentieren Zielvorstellungen, die mit einer Landschaft verknüpft werden, wie z.B.: „Natur und Landschaft sind auf Grund ihres eigenen Wertes und als Lebensgrundlagen des Menschen auch in Verantwortung für die künftigen Generationen im besiedelten und unbesiedelten Bereich [...] zu schützen [...]“ (§ 1 Bundesnaturschutzgesetz). Aus diesen Zielvorstellungen werden Eignungskategorien einer Landschaft abgeleitet (vgl. Löffler [2004]: 147, 150), die mit den von Fürst [1992] eingeführten Umweltqualitätsstandards vergleichbar sind. Bewertet wird dann die Eignung eines Landschaftsausschnitts, bestimmten Ansprüchen zu genügen.

Für die Ökoeffizienz-Analyse wurden zwei Leitbilder entwickelt und miteinander verknüpft, die sich im Grad des anthropozentrisch orientierten Anspruchs an die Landschaft unterscheiden:

- Nachhaltige Landnutzung, z.B. Erhaltung und Schutz von Biotopen
- Menschliches Wohlbefinden, z.B. Schutz und Erhaltung von naturbezogener Erholung

Aus diesen beiden Leitbildern ergeben sich Bewertungsfoklen. In der ökologischen Klassifikation finden sich diese Leitbilder ‚heruntergebrochen‘ als Zielaussagen in Klasse A wieder (vgl. Kap. 5.5.2.2). Quellen für diese Zielaussagen sind umweltrechtliche Vorgaben und Leitfäden aus der naturschutzrechtlichen Eingriffsbewertung.

Wie in den meisten Gutachten, die im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen und Eingriffsbewertungen erstellt werden, wird auch bei der Ökoeffizienz-Analyse auf der Basis des „Naturhaushaltsmodells“ (vgl. Kiemstedt [1996]: 32ff.) die Eignung der Landschaft, die an sie gestellten Ansprüche zu gewährleisten, ermittelt. Ausgehend von Schutzgütern der Landschaft werden diesen Ansprüchen Landschaftsfunktionen zugeordnet.

Die Auswirkungen auf diese Funktionen sind im Sinne der oben genannten Leitbilder durch entsprechende Kriterien, Indikatoren und Parameter einzustufen (vgl. dazu auch Köppel [2004]; Marks [1992]; Scholles [1997]; Zepp [1999]; Gassner [2005]).

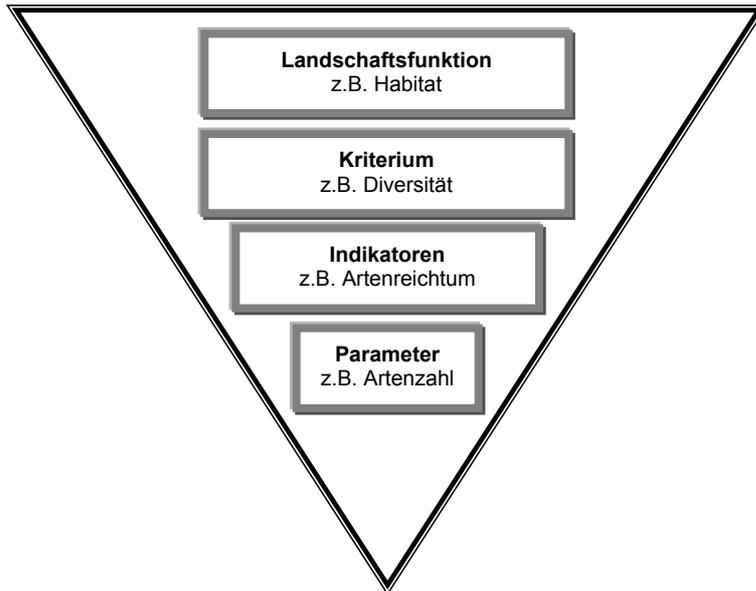


Abbildung 2 Hierarchische Beschreibung der Landschaft
(Quelle: Köppel [2004]: 214, verändert)

Die oben angesprochene ‚hierarchische‘ Struktur findet sich also in der Ökoeffizienz-Analyse wieder (vgl. Abbildung 2). Die Landschaftsfunktionen werden über Kriterien definiert, die durch Indikatoren beschrieben werden, die ihrerseits mittels mehr oder weniger quantifizierbarer Parameter ausgedrückt werden. Die Parameter können durch Begehungen, Planwerke, Befragungen etc. ermittelt werden.

2.5 Vorgehensweise bei der Ökoeffizienz-Analyse

In Tabelle 2 werden die Planungs- und Biotophierarchien, die sich in der ökologischen Bewertung wieder finden, Maßstabebenen zugeordnet. Eine Ökoeffizienz-Analyse ist prinzipiell in jeder Ebene anwendbar. Die Ökoeffizienz-Analyse lässt sich somit in unterschiedlichen Skalen und Maßstabbereichen einsetzen. Es lassen sich jedoch nur Maßnahmen derselben Ebene miteinander vergleichen. Die hier entwickelte Ökoeffizienz-Analyse wurde für die untersten drei Skalenebenen entwickelt.

Tabelle 2 Skalenbereiche in der Hydrologie
(Quelle: Schöninger [2003], ergänzt)

Hauptbereiche	Übergangsbereiche	charakteristische Flächen (km ²)	Planungs-/Biotophierarchien
Makroskale	-	>10 ⁴	Landschaftsrahmenplan, Einzugsgebiet
	unterer erweiterter Makroskalenbereich	10 ³ - 10 ⁴	
Mesoskale	oberer erweiterter Mesoskalenbereich	10 ² - 10 ³	Landschaftsplan
	-	1 - 10 ²	
	Unterer erweiterter Mesoskalenbereich	0,1 - 1	Grünordnungsplan/Biotopkomplex
Mikroskale	oberer erweiterter Mikroskalenbereich	0,001 - 0,1	Biotop
		< 0,001	Biotopelement

Die Vorgehensweise der EEA kann grundsätzlich in einem ‚Art Bottom-Up-Approach‘ (vgl. Abbildung 3) für Anwendungen höherer Ebenen hochskaliert werden (‚Upscaling‘) (vgl. Kap. 6).

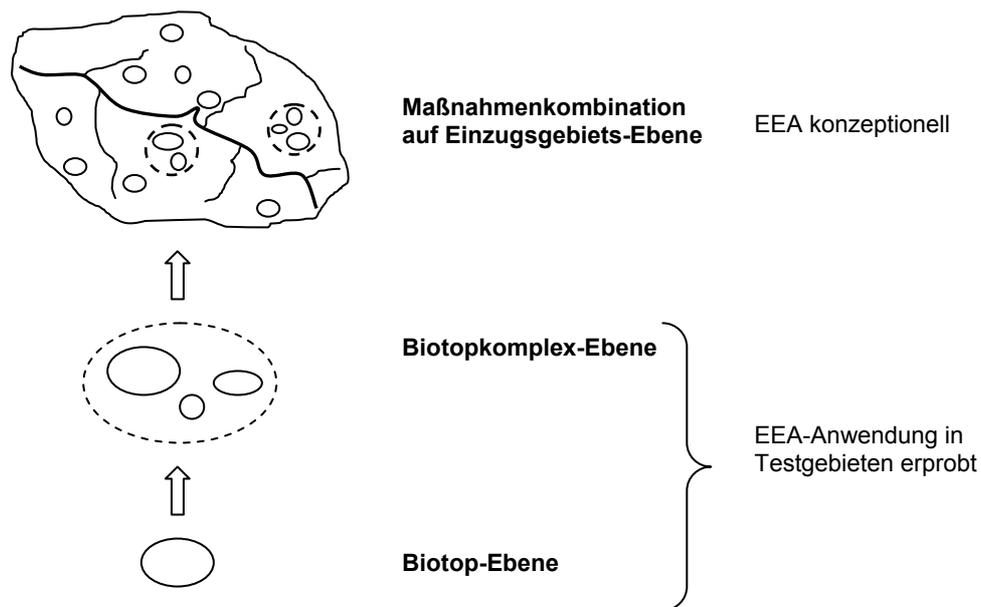


Abbildung 3 Bottom up Approach

Auf der Ebene des Einzugsgebietes erfolgte im Rahmen von WaReLa dieses 'Upscaling' konzeptionell (vgl. Hennrich [2006]). Dann können auch ökonomische Auswirkungen durch Schadensvermeidung in die Bewertung miteinbezogen werden.

Innerhalb des Decision Support Systems zur Auswahl geeigneter dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen findet die Ökoeffizienz-Analyse (EEA) am Ende eines Entscheidungsbaumes statt. Zuvor wurden die technisch, topographisch und aufgrund ihres Retentionspotenzials möglichen Maßnahmen ausgewählt. Auf diese Auswahl an Maßnahmen wird die EEA als Teil eines Planungsprozesses angewendet. Die EEA wird hierbei in zwei Schritte unterteilt: der Datenermittlung und der Datenbewertung, der eigentlichen Analyse der Ökoeffizienz (vgl. Abbildung 4). Hierbei wird die Trennung von Sach- und Wertebene realisiert. Während Schritt 1 mit erheblichen Unsicherheiten der Informationen und damit unterschiedlichen Datenqualitäten umgehen muss, spielen in Schritt 2 die unterschiedlichen normativen Hintergründe der beteiligten Akteure eine große Rolle.

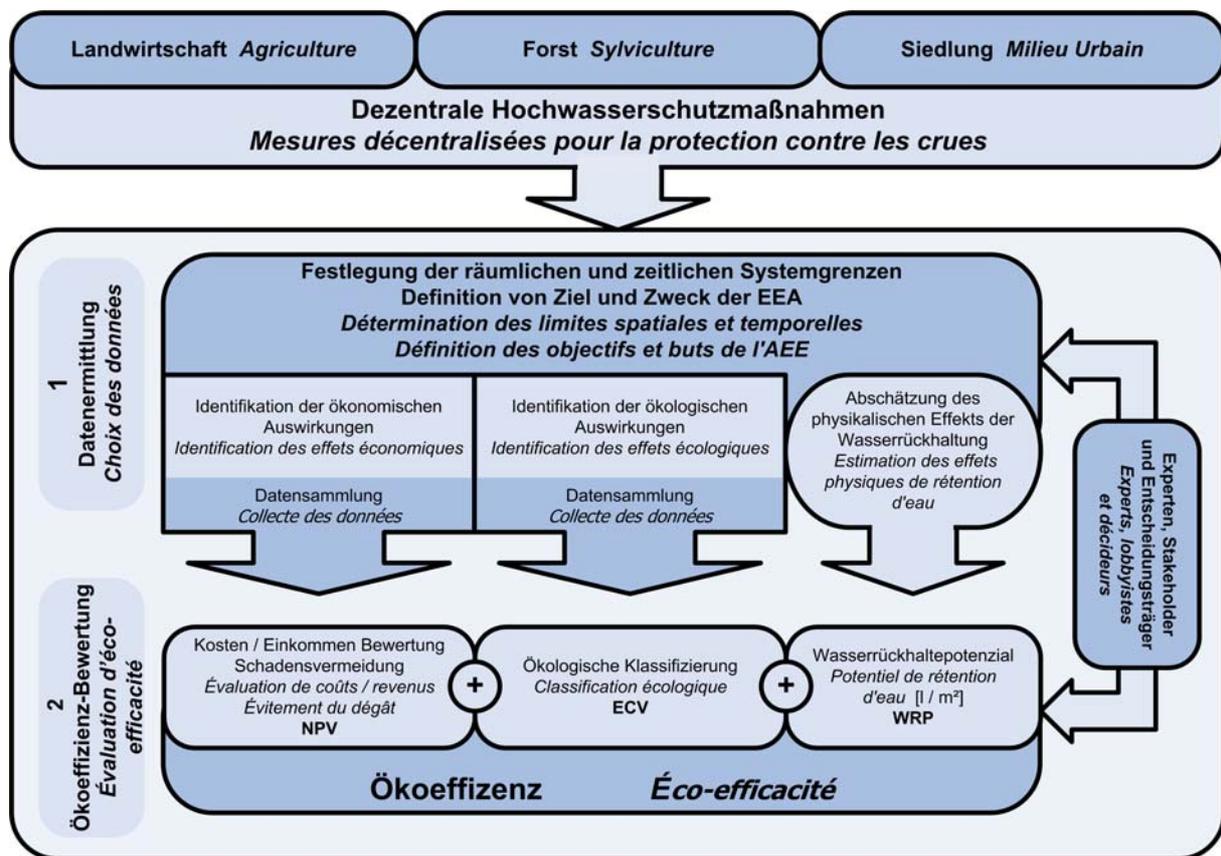


Abbildung 4 Vorgehensweise bei der Ökoeffizienz-Analyse

Die Ausgestaltung des prozessualen Ablaufs der Ökoeffizienz-Analyse ist abhängig von Art und Anzahl der beteiligten Akteure. Die Anzahl erhöht sich mit steigender Planungsebene. Dabei sind Modelle denkbar zwischen der Einrichtung eines Arbeitskreises und einem groß angelegten Partizipationsprozess. In jedem Fall sollte es ein moderierter Prozess sein, bei dem sowohl ökologisches als auch ökonomisches Fachwissen beteiligt wird. Für die Akzeptanz von Hochwasserschutzmaßnahmen ist die möglichst frühzeitige Beteiligung der Akteure sehr wichtig². Die tangierten Akteursgruppen zeigen sehr unterschiedliche Eigenschaften hinsichtlich ihres Erfahrungshintergrundes, Wissensstandes sowie ihrer Erwartungen und Ziele. Gerade auch im

² Auch die EU-Wasserrahmenrichtlinie thematisiert und fordert in Artikel 14 die Beteiligung der Öffentlichkeit. Mögliche Stakeholder sind „Wasserwirtschaft, Regionalplanung, Naturschutz, Land- und Forstwirtschaft und andere betroffene Gruppen“ (Hornemann [2006]: 19), wie z.B. private Haushalte.

Hinblick auf „die Entwicklung eines Interessenausgleichs zwischen Ober- und Unterliegern“ (Hornemann [2006]: 37) spielen hier interkommunale, auf regionaler Ebene ansetzende Planungsprozesse eine große Rolle.

Bei jeder Bewertung beziehen sich die Änderungen der Kennwerte in den bewerteten Szenarien auf eine Referenz, dem sog. Null-Szenario. Im Rahmen der EEA wurde dafür eine praktikable Lösung gesucht. Als Null-Szenario wird eine konstante Beibehaltung der Landnutzung über den Untersuchungszeitraum angenommen. Dies gilt sowohl für die ökonomischen und ökologischen Auswirkungen als auch für die Wasserrückhaltung, so dass im Folgenden von ‚zusätzlichem Retentionspotenzial‘ durch die Maßnahmen gesprochen wird.

2.5.1 Datenermittlung

Vergleichbar mit dem Scoping-Prozess einer Umweltverträglichkeitsprüfung wird gemeinsam mit den an der Untersuchung beteiligten bzw. von den Maßnahmen betroffenen Akteuren das Ziel der Ökoeffizienz-Analyse festgelegt. Die für die ökonomische und ökologische Einschätzung der zuvor festgelegten Maßnahmen notwendigen technischen Merkmale werden zusammengestellt. Dazu gehört auch das Retentionspotenzial der Maßnahmen. Die wesentlichen ökologischen und ökonomischen Aspekte werden vorläufig identifiziert.

Der **zeitliche Untersuchungsrahmen**, für den das Retentionspotenzial ermittelt und die ökonomischen und ökologischen Effekte prognostiziert werden, ist generell auf 80 Jahre festgelegt³. Innerhalb dieses Zeitraumes werden definierte Zeitpunkte näher untersucht und am Ende zu einer Trendanalyse miteinander verknüpft. Diese Zeitpunkte sind der ‚Zustand‘ vor der Umsetzung der Maßnahmen, der ‚Zustand‘ direkt nach Umsetzung der Maßnahme – das erste Jahr – sowie das 5te, 10te, 30te, 50te und 80te Jahr. Etwaige Abweichungen zwischen diesen Zeitpunkten werden somit nicht erfasst. Wird dieser Umstand als zu relevant betrachtet, können auch Zwischenzeitpunkte festgelegt werden. Dies müsste dann allerdings für alle zu vergleichenden Maßnahmen durchgeführt werden.

Ein wesentliches Argument für den sehr langen Betrachtungszeitraum liegt in der Tatsache, dass der Effekt der Wasserrückhaltung vor allem bei forstlichen Maßnahmen erst nach einer relativ langen Zeit wirksam wird. Aber man muss sich der sehr großen Unsicherheiten einer Prognose über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten bewusst sein.

Der **Untersuchungsraum** ist fallweise festzulegen, abhängig von den räumlichen Dimensionen der Wasserrückhaltung sowie der ökonomischen und ökologischen Wirkungspfade. Hierbei können sich Vorhabensort, Eingriffsraum und Wirkungsbereich (vgl. z.B. Kiemstedt [1996]: 27ff.) unterscheiden.

2.5.1.1 Ökonomische Daten

Die ökonomische Untersuchung von dezentralen Hochwasserrückhaltemaßnahmen ist vergleichbar mit einer Investitionsanalyse. Die entsprechenden Kosten und Einnahmen werden ermittelt, so z.B. die Investitionskosten und geschätzten Betriebskosten sowie mögliche Einnahmen, welche eindeutig der Maßnahme zuzuordnen sind.

Die Ökoeffizienz-Analyse verfolgt einen mikroökonomischen Ansatz. Um alle ökonomischen Auswirkungen von Investitionsprojekten betrachten zu können, sollten sowohl positive als auch negative Konsequenzen eingeschlossen werden (Marggraf [1997]).

Die ökonomische Bewertung sollte eine vorausschauende Abschätzung der gesamten Kosten und Einnahmen ermöglichen (Kruschwitz [2004]; Olfert [2003]). Sie soll geeignet sein, verschiedenste Alternativen zu vergleichen. Daher wird für alle Maßnahmen derselbe Ansatz verwendet. Die

³ Dieser Untersuchungszeitraum wurde in Anlehnung an LAWA [2005]: 4-2 bestimmt, wo für die Basis-Untersuchungszeiträume technischer Hochwasserschutzmaßnahmen 80 Jahre angesetzt wird.

Methode lehnt sich zum Teil an die Ergebnisse der Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (LAWA [2005]) wasserbezogener Projekte an⁴.

Der hier verwendete Ansatz ist aber in mancher Hinsicht weicher als eine klassische ökonomische Untersuchung. Erstens variiert der zeitliche Verlauf der ökonomischen Auswirkungen der Maßnahmen sehr stark – Ernten oder zu wiederholende Maßnahmen, wie z.B. Tieflockerung finden zu unterschiedlichen Zeitpunkten statt. Zweitens ist die Struktur der Kosten- und Einnahmenentwicklung generell über einen langen Zeitraum (80 Jahre) schwer vorhersehbar. Des Weiteren ist die Zuordnung der Einnahmen und Ausgaben zu individuellen Akteuren oft schwierig.

Ermittlung der Kosten und Einnahmen

Kosten, die bei der Umsetzung von Hochwasserschutzmaßnahmen entstehen, können in direkte und indirekte Kosten getrennt werden. Diese Gliederung entspricht einer allgemein gebräuchlichen Vorgehensweise.⁵

Direkte Kosten können unmittelbar anhand bestimmter Aktivitäten, Produkte oder Dienstleistungen definiert werden. Sie können in Investitionskosten und Betriebskosten –untergliedert werden.

Tabelle 3 gibt einen Überblick über mögliche direkte Kosten (vgl. detailliertere Kostenermittlungstabelle im Anhang).

Tabelle 3 Direkte Kostenarten

Investitionskosten	Betriebskosten
<ul style="list-style-type: none"> • Projektentwicklung • Grunderwerb • Baukosten • Erweiterungsinvestitionen 	<ul style="list-style-type: none"> • Anlagenbetrieb • Flächenmanagement

Während direkte Kosten durch die Umsetzung der Hochwasserschutzmaßnahmen entstehen, stellen indirekte Kosten Kosteneffekte ohne direkten Bezug zu einer Maßnahme dar. Indirekte Kosten sind eben an einen indirekten Einfluss gebunden, z.B. Änderungen von Vermögenswerten innerhalb des Maßnahmengbietes.

Des Weiteren werden, ähnlich wie bei der Kostenermittlung, mögliche Einnahmen betrachtet, welche durch bestimmte Maßnahmen entstehen (z.B. bei der Holzernte von Aufforstungsflächen).

Innerhalb der Ökoeffizienz-Analyse wird der Fokus der ökonomischen Bewertung auf direkte Kosten und Einnahmen von Maßnahmen gelegt⁶. Aufgrund der schwierigen Erhebung indirekter Kosten werden diese nur berücksichtigt, wenn ein signifikanter Effekt durch eine Maßnahmenumsetzung zu erwarten ist. Dies entspricht der Vorgehensweise in anderen ähnlichen Projekten (vgl. Interwies [2004]: 55ff.). Externe oder soziale Kosten sollten allerdings auf einer höheren Maßstabsebene generell berücksichtigt werden.

Die Anforderungen an die Genauigkeit der Kosten- und Einnahmenschätzungen sind abhängig von den Erfordernissen des jeweiligen Falls, wie z.B. das Ausmaß der Maßnahme oder der Kostenhöhe, die den Entscheidungsprozess beeinflussen.

⁴ Diese Leitlinien werden verwendet, da sie auf langfristigen Erfahrungen mit und Aufzeichnungen von Kostenarten aller möglicher wasserbezogener Projekte basieren, einschließlich Hochwasserrückhaltemaßnahmen wie z.B. Polder. Besonders die Tabellen, welche Faktoren der Auf- und Abzinsung beinhalten, können als gute Grundlage von Investitionsrechnungen und Vergleichsrechnungen herangezogen werden.

⁵ In der Literatur können oftmals die Synonyme intern und extern anstelle von direkt und indirekt gefunden werden.

⁶ Finanzierungskosten – wie Kredite, Zinsen und Tilgungen – sind nicht eingeschlossen. Die jeweiligen Finanzierungsmöglichkeiten von Investoren sind sehr unterschiedlich, können jedoch zusätzlich von Fall zu Fall berücksichtigt werden.

2.5.1.2 Ökologische Daten

Im Rahmen der EEA werden Informationen zur Erfassung folgender ökologischer Funktionen benötigt (vgl. Tabelle 4):

Tabelle 4 Ökologische Schutzgüter und deren Funktionen

Schutzgut	Funktionen
I Arten und Lebensgemeinschaften	I-1 Habitatfunktion Pflanzen
	I-2 Habitatfunktion Tiere
II Boden	II-1 Filter- und Pufferfunktion
	II-2 Ressourcenfunktion – Biotisches Ertragspotenzial
III Wasser	III-1 Funktion als natürlicher Lebensraum
	III-2 Ressourcenfunktion – Trinkwasser
IV Klima und Luft	IV-1 Lokalklimatische Ausgleichsfunktion
	IV-2 Luftregenerationsfunktion
V Landschaft	V-1 Erholungsfunktion - Landschaftsbild
	V-2 Denkmalfunktion - Kulturlandschaft

Für jede Maßnahme in allen drei Landnutzungstypen (Forst, Landwirtschaft und Siedlung) und auf den entsprechenden Maßstabebenen werden die relevanten Daten zur Bewertung dieser Funktionen gesammelt, damit die Maßnahmen mit Hilfe eines erarbeiteten Klassifikationsschemas (vgl. Abbildung 5 und Anhang) für jeden definierten Zeitpunkt eingestuft werden können (vgl. 5.5.2.2).

Ökologische Klassifikation - Vorlage			
Schutzgut Landschaft			
Erholungsfunktion - Landschaftsbild, -ästhetik			
A	B	C	Bemerkungen
Landschaftsraum mit hoher Vielfalt, Eigenart und Schönheit. Charakteristische, kleinräumige, landschaftsprägende Strukturelemente sind in großer Anzahl und weit verbreitet vorhanden, mit guten Sichtbeziehungen und guter Erreichbarkeit. Keine bis extensive Nutzung.	Landschaftsraum mit durchschnittlicher Vielfalt, Eigenart und Schönheit. Charakteristische Strukturelemente sind vorhanden. Sichtbeziehungen und Erreichbarkeit reduziert. Nutzung durch Land- und Forstwirtschaft.	Landschaftsraum mit geringer Vielfalt, Eigenart und Schönheit. Charakteristische Strukturelemente sind kaum vorhanden. Sichtbeziehungen und Erreichbarkeit stark eingeschränkt. Industriell überprägt, hohes Verkehrsaufkommen: "negativ anthropogen überformter Landschaftsbildraum" Landschaft verarmt.	vgl.: LUU [1997]: Leitfaden für Eingriffe- und Ausgleichsbewertung bei Abbaueingriffen
Denkmalfunktion - Erhaltung der Kulturlandschaft			
A	B	C	Bemerkungen
Markante geländemorphologische Ausprägungen. Naturhistorisch bedeutsame kulturlandschaftlich charakteristische Elemente, in typischer Ausprägung. Historische, kulturlandschaftlich bedeutsame Landnutzungsformen.	Geländemorphologische Ausprägungen und kulturlandschaftlich charakteristische Elemente anthropogen überprägt.	Geländemorphologische Ausprägungen und kulturlandschaftlich charakteristische Elemente nicht vorhanden.	vgl.: LUU [1997]: Leitfaden für Eingriffe- und Ausgleichsbewertung bei Abbaueingriffen

Abbildung 5 Klassifikationsschema – Auszug

Die Erfassung der Wechselwirkungen zwischen den Umweltmedien und ökologischen Schutzgütern – z.B. indirekte, kumulative Auswirkungen, Problemverschiebungen (vgl. Köppel [2004]: 228ff.) – kann deskriptiv innerhalb der einzelnen Schutzgüter erfolgen. Hier wird dann die getrennte Erfassung der Schutzgüter verlassen und eine ökosystemare Betrachtungsweise eingeschlagen.

2.5.1.3 Wasserrückhaltepotenzial

Die Retentionsleistung einer Maßnahme lässt sich bei technischen Maßnahmen, wie Kleinrückhalten oder Mulden-Rigolen-Systemen in Siedlungen über das „Auffangvolumen“ relativ einfach ermitteln (vgl. Abbildung 6). Schwieriger ist die Ermittlung des Wasserrückhaltepotenzials bei natürlichen Maßnahmen, wie Aufforstungen, da hier nicht nur ein Faktorengeflecht aus z.B. Mikroklima, Bodenbeschaffenheit, Vegetation u.a. sich gegenseitig beeinflusst, sondern das Rückhaltepotenzial auch mit der Zeit stark zu- oder abnehmen kann (vgl. Abbildung 7). Hier müssen über Messdaten hinaus auch Schätzungen durch Prognosen herangezogen werden.

Das Wasserrückhaltevolumen in Liter pro m² muss in Bezug gesetzt werden auf die Fläche, die durch die Retention beeinflusst wird, den Wirkungsbereich. Die technischen Maßnahmen werden dabei in Bezug zu der Fläche des (Teil-)einzugsgebiets, auf das die Rückhaltemaßnahme wirkt, bezogen. Bei den natürlichen Maßnahmen wird das Rückhaltevolumen auf die Fläche der eigentlichen Maßnahme bezogen (z.B. Aufforstungsfläche), da im ersten Fall in erster Linie Oberflächenabflüsse aus dem Einzugsgebiet zurückgehalten werden und im zweiten Fall vor allem die Versickerung auf der Maßnahmenfläche erhöht wird. In beiden Fällen erhält man das zusätzliche Wasserrückhaltepotenzial (Additional Water Retention Potential – WRP) der Maßnahme.

Obwohl bei Hochwasser das zu einem bestimmten Zeitpunkt zurückgehaltene Wasser ja der eigentlich erwünschte Effekt ist, wird das Retentionsvolumen der Einzelmaßnahme insgesamt über 80 Jahre betrachtet, damit das prognostizierte Wasserrückhaltepotenzial der Maßnahmen untereinander verglichen werden kann. Hierfür wird für die schon bekannten Zeitpunkte nach 1, 5, 10, 30, 50 und 80 Jahre das Rückhaltevolumen abgeschätzt und über ein einfaches Integral aufsummiert.

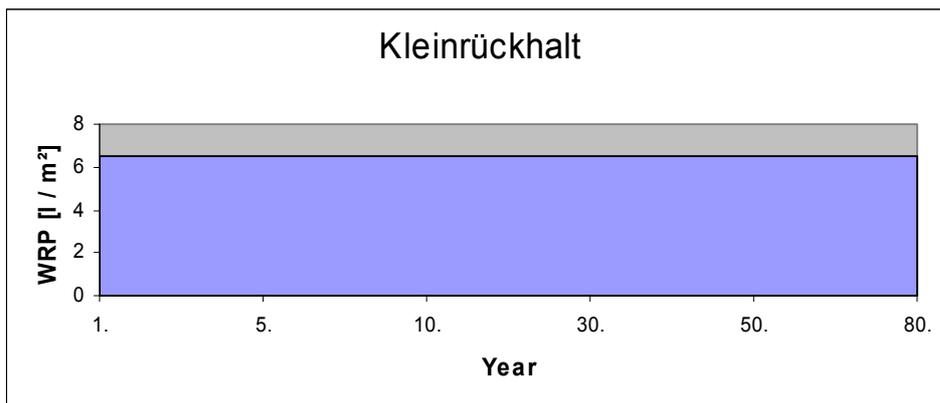


Abbildung 6 Wasserrückhaltevolumen einer technischen Maßnahme

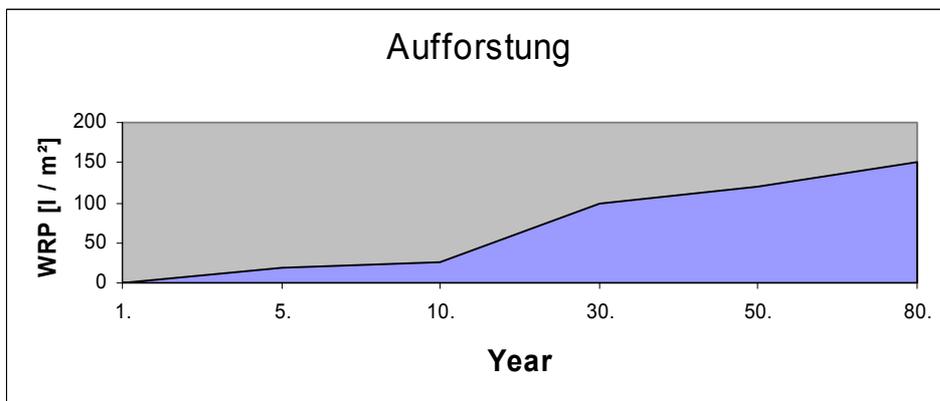


Abbildung 7 Wasserrückhaltevolumen einer natürlichen Maßnahme

2.5.2 Bewertung

Im zweiten Schritt, der Datenbewertung, erfolgt die eigentliche Ökoeffizienz-Analyse, die die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen mit der Retentionswirkung einer Maßnahme verknüpft.

2.5.2.1 Ökonomie – Dynamische Investitionsanalyse

Die Methode der dynamischen Investitionsrechnung ist für die Betrachtung von Langzeitinvestitionen sehr gut geeignet. Denn die Kosten für jede Maßnahme treten zu unterschiedlichen Zeitpunkten einmal oder mehrfach und in unterschiedlichen Ausprägungen auf. Abbildung 8 gibt einen Eindruck über mögliche zeitliche Verteilungen verschiedener Kostenarten. Zur Analyse von Maßnahmen zum Hochwasserschutz durch Landnutzung, die häufig langfristige Auswirkungen haben, wird die Betriebsphase auf 80 Jahre definiert. Der Zeitraum der tatsächlichen Kosten beginnt mit dem Einsetzen der Investitionsphase, z.B. bei einem Ankauf von Grundbesitz vor Durchführung der Maßnahme.

Die Kosten für die unterschiedlichen Maßnahmen werden möglichst zu den jeweils gleichen Zeitpunkten berechnet.

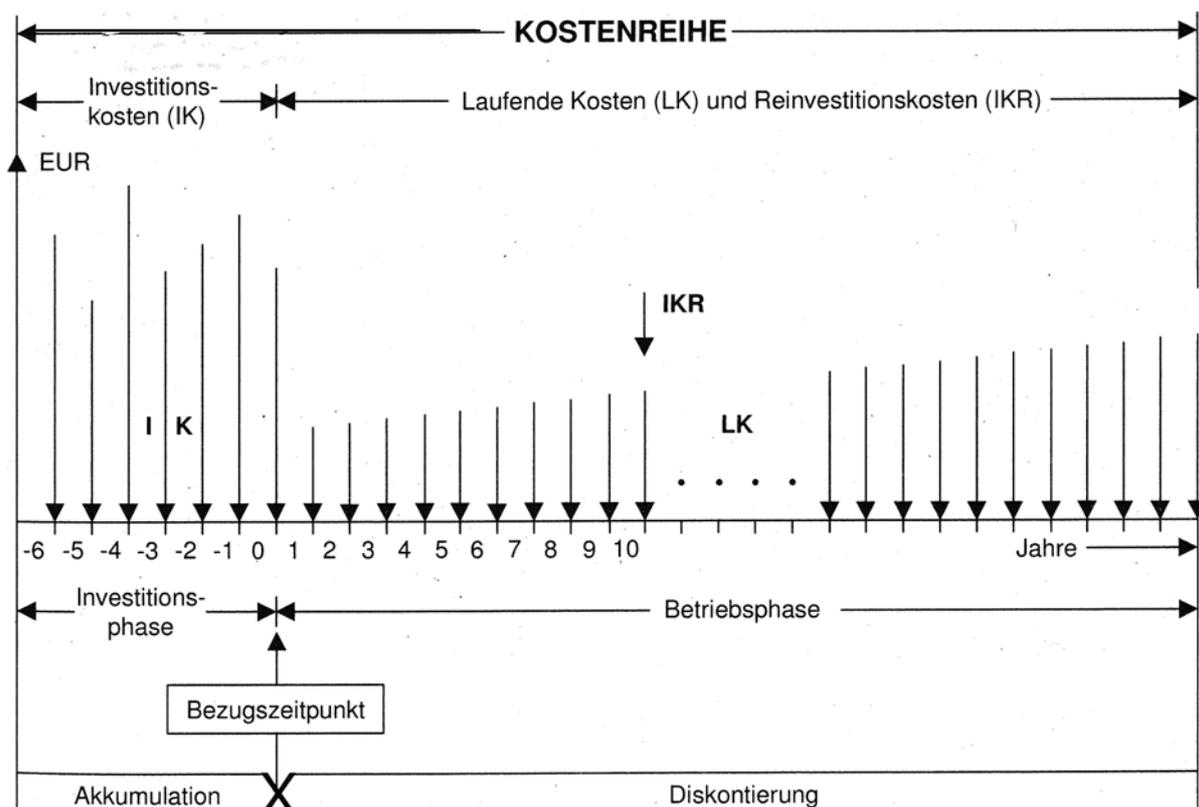


Abbildung 8 Kostenarten und ihre zeitliche Gewichtung
(Quelle: LAWA [2005]: 4-1)

Mit Hilfe der Methode des abgezinnten Zahlungsstroms (discounted cash flow method)⁷ werden Kosten und Einnahmen, welche zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftreten, angepasst. In Projekten mit langfristigen Investitionen sowie im Wassermanagement ist es üblich, zwischen den folgenden beiden Kenngrößen zu unterscheiden:

- **Net Present Value (NPV) aus Kapitalwertmethode**
- **Jährliche Kosten aus Annuitätsmethode**

Diese Kenngrößen werden für die ökonomische Bewertung, basierend auf Kosten und Einnahmen über den Zeitraum von 80 Jahren, verwendet. Daneben kann eine dritte Kenngröße – der **Kapitalwert nach 10 Jahren plus ewiger Rente** – errechnet werden, um die erhöhte Unsicherheit von langfristigen Kosten- und Einnahmenschätzungen zu berücksichtigen.

Net Present Value (NPV)

Die Kapitalwertmethode ist eine Standardmethode im Finanzwesen, welche häufig bei der Bewertung langfristiger Investitionen zum Einsatz kommt. Sie stellt die Gesamtkosten einer Maßnahme – über den gesamten Zeitraum – in Bezug zu einem Anfangszeitpunkt dar, welcher den aktuellen Termin der Maßnahmenumsetzung darstellt. Aus diesem Grund müssen Kosten, die vor der Umsetzung der Maßnahme anfallen, ‚verzinseszinst‘ (aufgezinst, akkumuliert), künftige Kosten dagegen diskontiert werden. Generell wird der Akkumulations- und Diskontsatz mit 3% angenommen, kann letztlich jedoch nach den Vorstellungen der Entscheidungsträger verändert werden⁸. Die standardisierte Formel zur Errechnung des NPV ist:

$$NPV = \sum_{t=0}^N \frac{C_t}{(1+i)^t}$$

(i = Diskontsatz, t = Jahre, C_t = Kosten/Einnahmen)

Obwohl es notwendig ist, künftige Kosten zu diskontieren, um einen systematisch ansteigenden Fehler zu vermeiden, wird eine langfristige Prognose des Zinsfußes aufgrund der sinkenden Aussagekraft und steigenden Unsicherheit generell als strittig und vage eingeschätzt. Zudem ist es relativ einfach, durch Justierungen am Zinsfuß, Kostenbewertungen zu manipulieren (Hampicke [1988]: 36ff.; Scholles [2006b]). Neben anderen Einflussgrößen entfällt daher ein hoher Einflussfaktor auf den Diskontsatz, weshalb dieser oftmals kontrovers diskutiert wird. Ein hoher Diskontsatz reduziert Kosten (und Einnahmen) stärker, je weiter diese in der Zukunft auftreten. Anders formuliert besitzen Kosten (und Einnahmen) einen abnehmenden Einfluss auf den aktuellen Projektwert, je später sie im Nutzungszeitraum auftreten und je höher der Diskontsatz gewählt wird (Boardman [2006]: 238).

Jährliche Kosten aus Annuitätsmethode

Die zweite Kenngröße sind die jährlichen Kosten, die auf Grundlage der Annuitätsmethode errechnet werden und ebenso wie der Kapitalwert (NPV) in der Praxis häufige Anwendung finden. Die Grundlage der Berechnung der jährlichen Kosten ist der Kapitalwert einer Maßnahme, woraus hervorgeht, dass Kosten und Einnahmen, die über den gesamten Nutzungszeitraum (80 Jahre) anfallen, berücksichtigt werden, um diese in die jährlichen Kosten, auch Annuitäten genannt, zu überführen. Basierend auf dem Kapitalwert einer Maßnahme errechnet sich die Annuität mit der allgemeingültigen Formel:

⁷ Bei der Schätzung der Preishöhe künftiger Investitionen wird vom heutigen Preisniveau ausgegangen.

⁸ Gemäß der Philosophie der Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien) von LAWA [2005], bei der ein standardisierter Zinsfuß von 3% empfohlen wird. Zusätzlich zur Diskontierung könnte eine mögliche Preissteigerungsrate berücksichtigt werden. Um die Berechnungen einfach zu gestalten, wurde hierauf jedoch verzichtet.

$$A = NPV * \frac{i * (1+i)^t}{(1+i)^t - 1}$$

(i = Diskontsatz, t = Jahre)

Eine Voraussetzung, um unterschiedliche Maßnahmen auf der Grundlage des Kapitalwertes und der jährlichen Kosten vergleichen zu können, ist ein gemeinsamer Nutzungszeitraum. In dem Fall, dass eine bestimmte Nutzungsdauer geringer ist als 80 Jahre, müssen Berechnungen zur Wiederanlage erfolgen. So muss zum Beispiel die landwirtschaftliche Maßnahme des Tiefpflügens nach 50 Jahren wiederholt werden.

Kapitalwert nach 10 Jahren plus ewiger Rente (NPV_∞)

Zusätzlich zum Kapitalwert und der Annuität wird eine dritte Kenngröße – der Kapitalwert nach 10 Jahren plus ewiger Rente – berechnet. Diese kann als zusätzliche Information angesehen werden, welche im Rahmen des Entscheidungsprozesses genutzt werden kann. Die ewige Rente wird häufig dafür verwendet, Kosten verschiedener Maßnahmen mit langfristigen Investitionen zu vergleichen. Die Verwendung der ewigen Rente begründet sich aus der bereits erwähnten steigenden Unsicherheit, ökonomische Entwicklungen über einen solch langen Zeitraum wie bei der Ökoeffizienz-Analyse vorauszusagen. Unzweifelhaft erhöht sich die Unsicherheit, je länger sowohl spezifische künftige Kosten als auch die Entwicklung des Zinsfußes in der Zukunft liegen. Die ewige Rente kann somit als konstanter und endloser Finanzstrom angesehen werden, der an einem definierten Zeitpunkt beginnt und anhand der generell geltenden Formel berechnet wird:

$$PV_P = \frac{C_t}{i}$$

(PV_P = aktueller Wert der ewigen Rente, C_t = Kosten/Einnahmen zu einem bestimmten Zeitpunkt, i = Diskontsatz)

Zur Bewertung der Kosten innerhalb der Ökoeffizienz-Analyse wird der Kapitalwert nach 10 Jahren plus ewiger Rente (NPV_∞) berechnet, welcher den Kapitalwert der ersten 10 Jahre zuzüglich der ewigen Rente ab dem 11. Jahr nach Umsetzung der Maßnahme darstellt. Nach 10 Jahren kann eine ‚ewige Kostenzahlung‘ angenommen werden, die ‚unendlich‘ andauert. Folglich werden sowohl Kosten als auch Einnahmen bis zum 10. Jahr aufsummiert und diskontiert – entsprechend dem Kapitalwert für die ersten 10 Jahre – und zu den diskontierten Kosten- und Einnahmenschätzungen des 11. Jahres hinzugefügt:

$$NPV_{\infty} = NPV_{10} + \frac{C_{11}}{i}$$

(NPV_{10} = Kapitalwert von 10 Jahren, C_{11} = Kosten/Einnahmen des 11. Jahres, i = Diskontsatz)

Bei der Anwendung der ewigen Rente muss jedoch berücksichtigt werden, dass alle Kosten und Einnahmen, die nach dem elften Jahr stattfinden, nicht mehr berücksichtigt werden, und sollten im elften Jahr weder Kosten noch Einnahmen auftreten, würde die ewige Rente den Wert Null annehmen.

2.5.2.2 Ökologische Klassifikation

Die eigentliche ökologische Bewertung erfolgt im Sinne einer Ökologischen Risikoanalyse (ÖRA), bei der die Empfindlichkeit des Landschaftsausschnitts mit der Beeinträchtigungsintensität der Maßnahme verknüpft wird (vgl. Abbildung 9). Aber im Unterschied zu den gewöhnlichen Einsatzgebieten der ÖRA, wo immer negative Auswirkungen von Maßnahmen beurteilt werden, haben die hier betrachteten Maßnahmen oft positive Auswirkungen auf den Naturhaushalt.

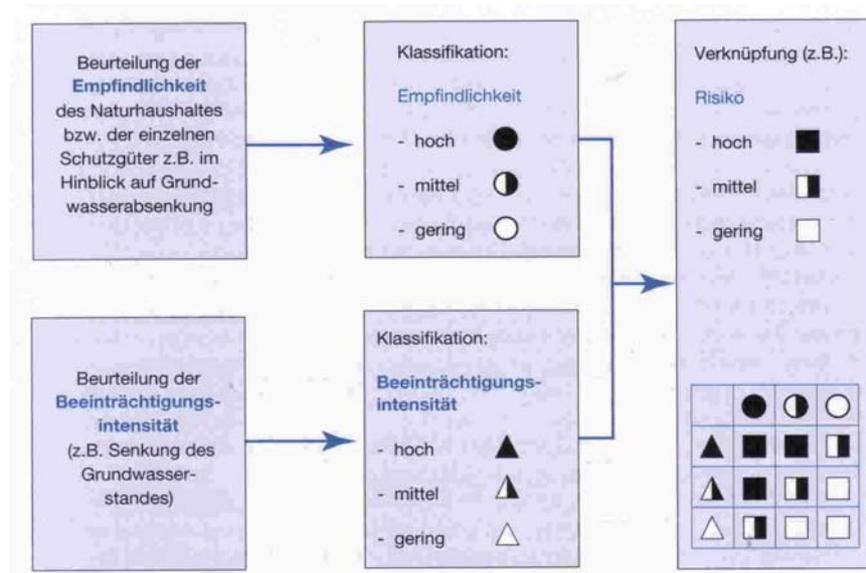


Abbildung 9 Ökologische Risikoanalyse
(Quelle: Köppel [2004]: 232)

Nach Wulf beinhaltet die ökologische Bewertung vier Schritte (Wulf [2001]: 5ff.):

1. **Analyse**, d.h. Auswertung der vorhandenen Daten (*Sachebene*),
2. **Beurteilung** der Eignung eines Landschaftsausschnitts, bestimmte Funktionen zu erfüllen (*Sachebene*),
3. **Reihung**, relativer Vergleich unter Verwendung eines wertgebenden Kriteriums (*Wertebene*),
4. **Soll-Ist-Vergleich**, zur Bewertung des Unterschieds zwischen einem erwünschten und bestehenden Zustands (*Wertebene*).

Die ökologische Bewertung im Rahmen der Ökoeffizienz-Analyse verwirklicht die beiden letzten Schritte durch eine dreistufige Klassifikationsmatrix – mit den Klassen A, B und C. Die Klassifikation mit drei Klassen entspricht einer ordinalen Skala. Das heißt die Beurteilung erfolgt in einem ‚besser/schlechter-Ranking‘ mit verbal-argumentativen und halb-quantitativen Argumenten (vgl. Anhang), basierend auf dem Abstand des bestehenden bzw. zu erwartenden Zustands mit dem erwünschten Zustand (Klasse A). Die Wertmaßstäbe werden aus umwelt- und naturschutzrechtlichen Vorschriften und Leitfäden der Eingriffs- und Ausgleichsbewertung abgeleitet. Die Vorgehensweise leitet sich ab aus bestehenden Methodenbeschreibungen zur Eingriffsregelung (z.B. LfU [1997], Kiemstedt [1996]).

Trotz der Nachteile einer ordinalen, verbal-argumentativen Klassifikation – wie uneinheitliche Skalenabstände, eingeschränkte Transparenz, Übertragbarkeit und Reproduzierbarkeit – überwiegen die Vorteile bei dem vorliegenden Abstraktionsgrad, den die Vielzahl der zu bewertenden Maßnahmen- und Landschaftstypen erfordert, deutlich (vgl. Köppel [2004]: 230ff.):

- eine einfache, schnelle Handhabbarkeit,
- die Anforderungen an Daten- und Informationsgrundlage ist relativ gering,
- die Komplexität eines Ökosystems lässt sich oft auch mit numerischen Daten nicht genügend abbilden,
- die Ergebnisse können von Nicht-Experten verstanden werden.

Zur einheitlicheren Handhabung der Bewertung wurde eine Klassifikationsvorlage erarbeitet (vgl. Anhang). Diese Vorlage wurde im Rahmen des Projektes an vier Praxisbeispielen aus der Forst- und Landwirtschaft sowie aus dem Siedlungsbereich für die Maßstabsebenen Biotop und Biotopkomplex erprobt (vgl. Teil 2 des Endberichts des WaReLa-Teilprojektes Ökoeffizienz-Analyse (EEA)).

Die ökologische Bewertung erfolgt für den Zustand vor der Durchführung der Maßnahme und als Prognose nach Umsetzung an den sechs Zeitpunkten: 1., 5., 10., 30., 50. und 80. Jahr.

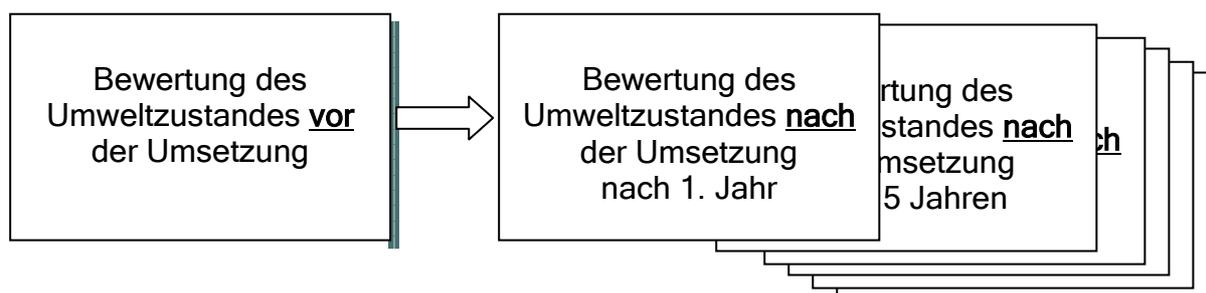


Abbildung 10 Ablauf der ökologischen Bewertung

Die Bewertung des Umweltzustandes an den zukünftigen Zeitpunkten folgt dem dreistufigen Schema für den Ist-Zustand. Die Analyse ergibt einen Trend der A, B und C-Einstufungen, also der ökologischen Entwicklung beispielsweise eines Biotops oder eines Biotopkomplexes durch die Umsetzung einer dezentralen Hochwasserschutzmaßnahme. Als Null- und Referenzszenario dient der aktuelle Zustand, der als konstant für die nächsten 80 Jahre angenommen wird.

Aggregation zu Schlüsselfaktoren

Aus dem Trend und der Entwicklung der Klassifikation können zwei Schlüsselfaktoren abgeleitet werden⁹. Der Ecological Single Key Value (ESV), der die Entwicklung in der Erfüllung der einzelnen ökologischen Funktionsansprüche an den Landschaftsausschnitt im Zeitraum von 80 Jahren beschreibt, und der Ecological Cumulative Key Value (ECV) als ‚Ein-Punkt-Aggregation‘ der gesamten Klassifikation.

⁹ Das methodische Problem, quantitative Werte aus qualitative bis halb-quantitativen Daten zu berechnen ist den Autoren bewusst und wird hierbei in Kauf genommen.

Ecological Single Key Value (ESV) – der ‚Schnelltest‘

Der ESV wird für jede Landschaftsfunktion berechnet:

Die A-, B- und C-Klassifikationen der definierten Zeitpunkte werden aufsummiert. Dabei werden die A-Einstufungen mit dem Faktor 3, die B-Einstufungen mit dem Faktor 2 und die C-Einstufungen mit dem Faktor 1 gewichtet. Diese Summe wird dividiert durch das Nullszenario, die entsprechend gewichteten A, B und C-Einstufungen des Zustandes vor Umsetzung der Maßnahmen, multipliziert mit 7 (entsprechend der Anzahl der untersuchten Zeitpunkte).

$$ESV = \frac{(\sum_1^7 A) * 3 + (\sum_1^7 B) * 2 + (\sum_1^7 C) * 1}{(A * 3 + B * 2 + C * 1) * 7}$$

Daraus ergibt sich beispielsweise folgendes Schaubild:

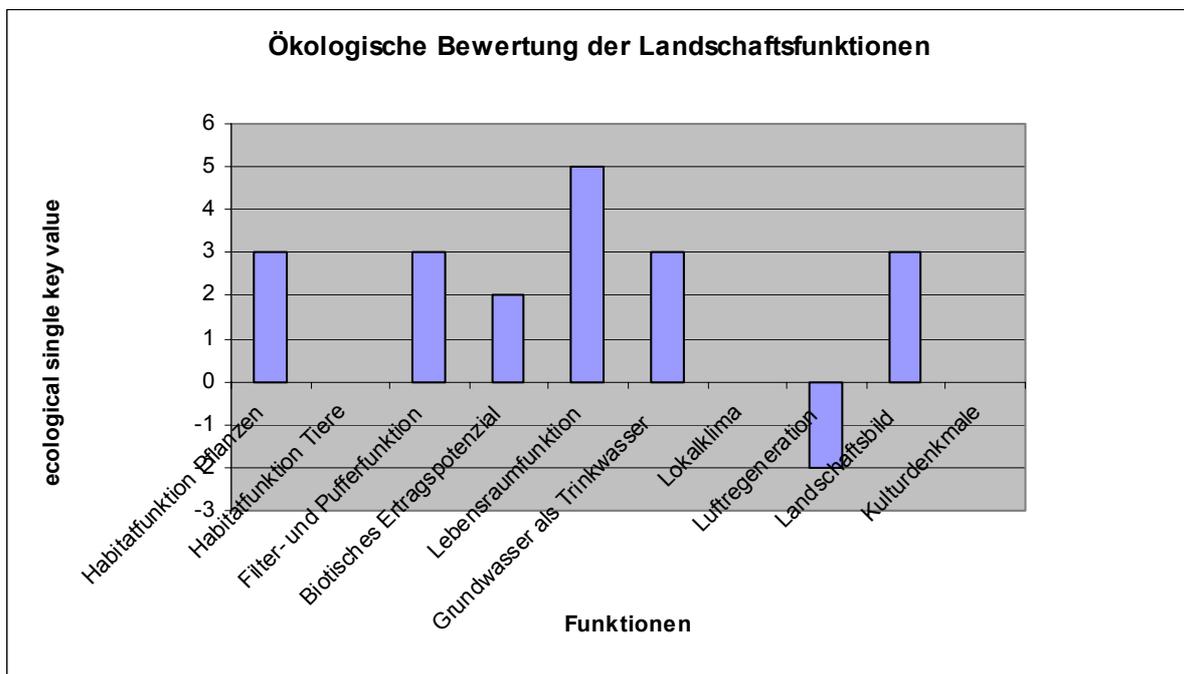


Abbildung 11 Ecological Single Key Values

Auf einen Blick lässt sich daraus die Verbesserung oder Verschlechterung der Eignung zur Erfüllung der untersuchten ökologischen Funktionen ablesen.

Ecological Cumulative Key Value (ECV) – Grundlage für die Ökoeffizienz-Analyse

Der ECV ist der Gradient der linearen Regression der Klassifikation über 80 Jahre. Die Regressionslinie resultiert aus dem gewichteten Mittelwert (A_w) der A, B, und C-Einstufungen über alle bewerteten Landschaftsfunktionen für die definierten sieben Zeitpunkte. Der gewichtete Mittelwert (A_w) errechnet sich für jedes Jahr aus der Summe der A, B und C's aus der Einstufung der Landschaftsfunktionen, wiederum gewichtet mit den Faktoren 3, 2 und 1, dividiert durch die Anzahl der bewerteten Funktionen (N)¹⁰.

$$A_w = \frac{(\sum A) * 3 + (\sum B) * 2 + (\sum C) * 1}{N}$$

¹⁰ Anzahl der bewerteten Funktionen (N): max. 10

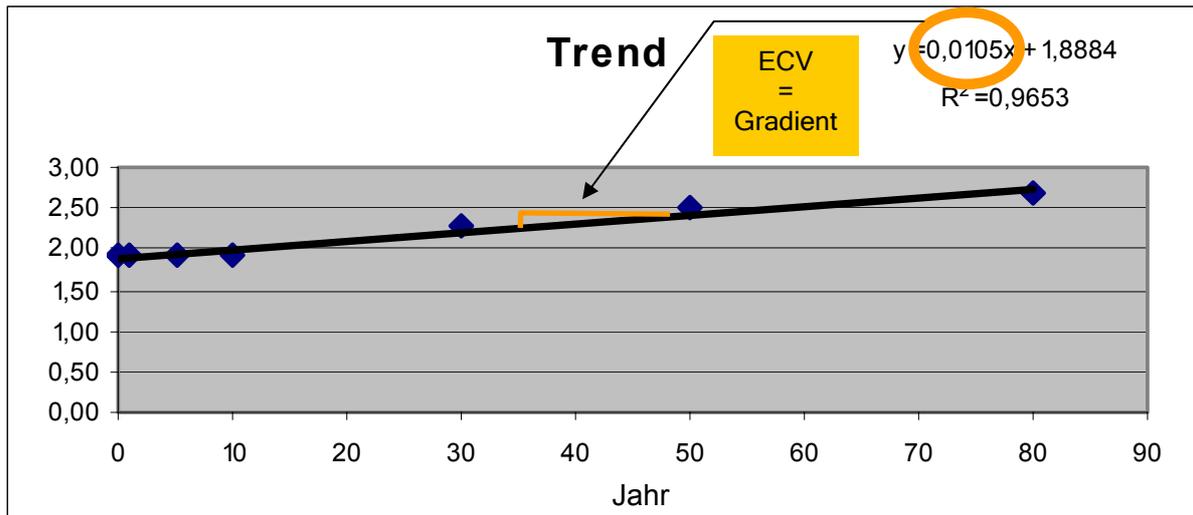


Abbildung 12 Ecological Cumulative Key Value

Der Gradient oder die Steigung der linearen Regression wird stellvertretend für die ökologische Entwicklung des untersuchten Objektes verwendet und geht als Ecological Cumulative Key Value in die Ökoeffizienz-Analyse ein. Bei einer positiven Steigung kann man von einer positiven ökologischen Entwicklung oder auch Renaturierung, bei einer negativen Steigung von einer negativen ökologischen Entwicklung oder von einem negativen Eingriff in den Naturhaushalt ausgehen. Je höher die Steigung desto umweltverträglicher ist die Maßnahme. Je geringer die Steigung, desto stärker ist die Eingriffsintensität.

Evaluation und Monitoring

Die prognostizierten Ergebnisse sollten durch kontinuierliche Begehungen und Untersuchungen in den Folgejahren verifiziert werden.

2.5.3 Ökoeffizienz-Portfolio

Die integrierte ökonomische, ökologische Bewertung und Nutzenbewertung der Ökoeffizienz-Analyse erfolgt durch die Kombination der drei Größen Net Present Value (NPV), Ecological Cumulative Key Value (ECV) und dem Additional Water Retention Potential (WRP).

Abbildung 13 stellt die Visualisierung der Ökoeffizienz durch ein sog. Ökoeffizienz-Portfolio dar. Hierbei repräsentiert die y-Achse den ECV und die x-Achse das Verhältnis aus NPV und WRP. Die Achsen sind auf 1 normiert, wobei die y-Achse von -1 bis +1 und die x-Achse von 0 bis 1 aufgespannt wird. Bei den in Frage kommenden Einzelmaßnahmen konnte davon ausgegangen werden, dass die Kosten die Einnahmen übertreffen. Je höher der ECV zwischen 0 und 1 ist, desto positiver entwickelt sich die Ökologie des betrachteten Landschaftsausschnitts. Je näher der ECV im negativen Bereich bei 0 liegt, desto geringer ist der Eingriff in die Natur durch die Maßnahme. Je weiter links die Maßnahme auf der x-Achse positioniert ist, desto höher sind die notwendigen einzusetzenden finanziellen Mittel bezogen auf das Wasserrückhaltepotenzial.

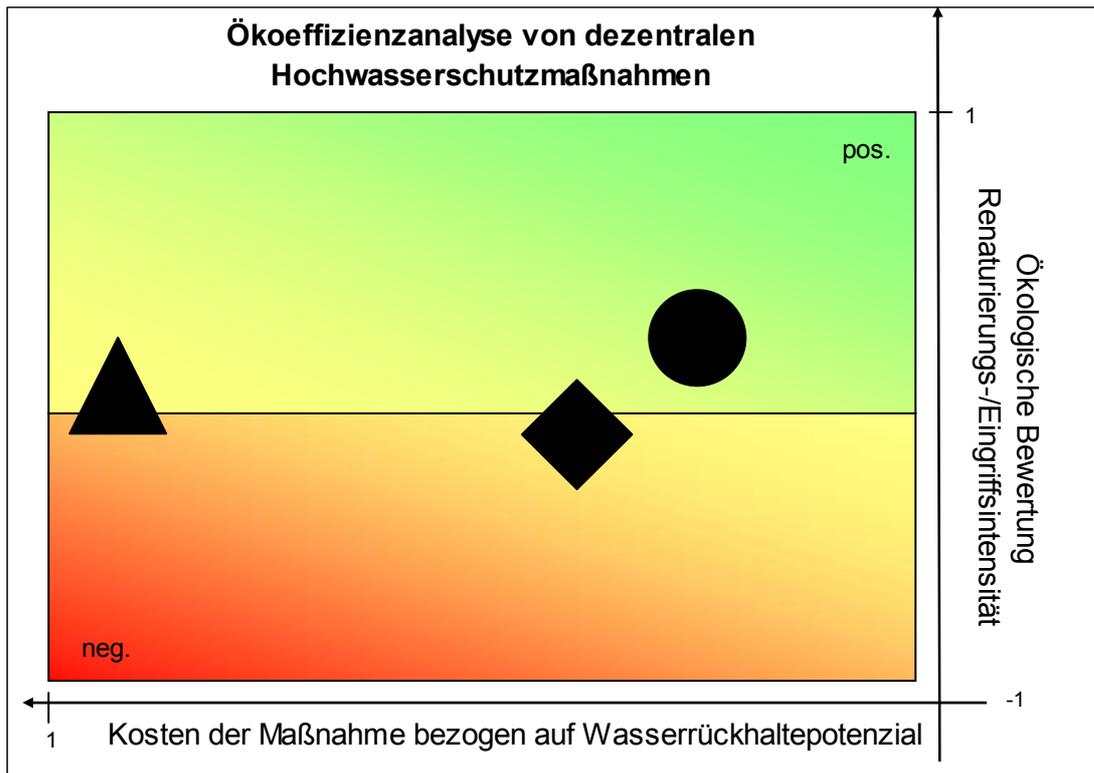


Abbildung 13 Ökoeffizienz-Portfolio

Die Bereiche im Portfolio können als ‚Entscheidungsfelder‘ (decision areas) angesehen werden, wobei die Position einer Maßnahme im Portfolio die Ökoeffizienz anzeigt. Die Ökoeffizienz wächst von links unten nach rechts oben. Die Lage der Maßnahmen im Portfolio lässt einen schnellen Vergleich der Ökoeffizienz zu.

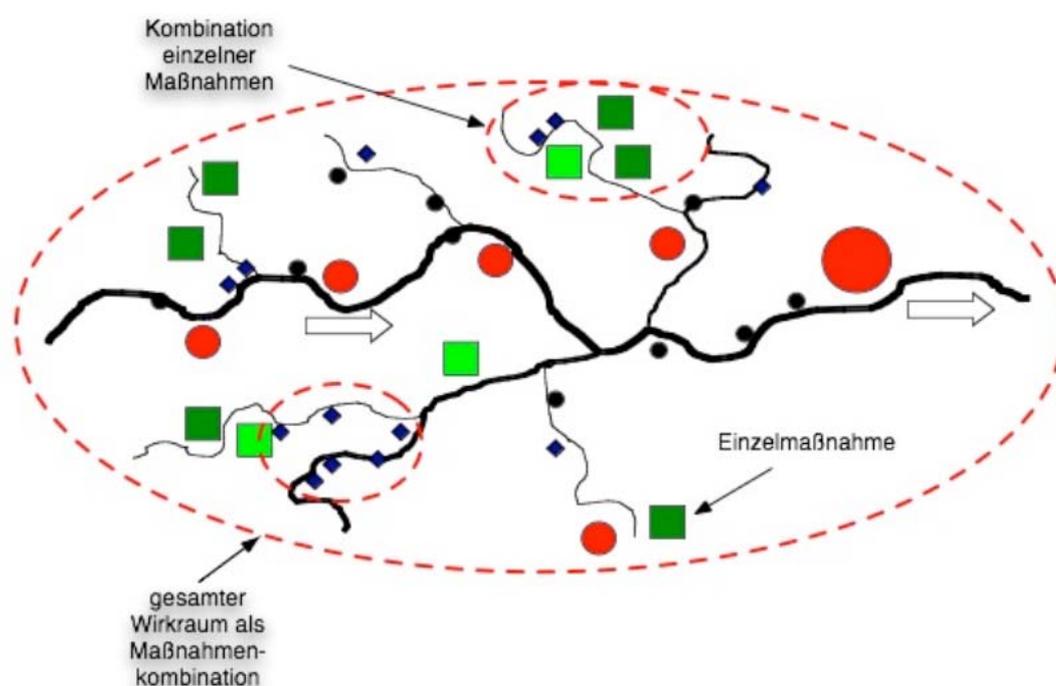
Welche Maßnahme allerdings letztendlich ausgewählt wird, hängt von den Präferenzen und dem normativen Hintergrund der beteiligten Entscheidungsträger ab.

3 Ausblick

Die hier vorgestellte Ökoeffizienz-Analyse für dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen ist für die Bewertung von Einzelmaßnahmen am Ende eines Entscheidungsbaumes des im Rahmen von WaReLa erstellten Decision Support Systems konzipiert.

Das heißt das Instrument wird vor allem in den unteren Planungsebenen Einsatzfelder finden. In höheren Planungsebenen – ab Regionalplanung, teilweise auch schon darunter – geht es nicht mehr darum über Einzelmaßnahmen zu entscheiden, sondern hier werden flächenbezogene Entscheidungen und Planungen auf höherer Maßstabsebene getroffen.

In einem „bottom-up“-Ansatz lässt sich die grundlegende Vorgehensweise der EEA auch auf höhere Maßstabsebenen anwenden („Upscaling“). Hierbei werden dann nicht mehr einzelne Maßnahmen sondern Maßnahmenkombinationen und deren ökonomische und ökologische Auswirkungen betrachtet. Die maximale Ausdehnung des Untersuchungsraums ist allerdings aus hydrologischen Gründen durch das Flusseinzugsgebiet begrenzt.



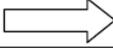
Legende	
Siedlungsfläche	
Aufforstung von ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen mit standortangepassten Mischbaumarten	
dezentrale Kleinrückhalte unter Ausnutzung vorhandener Wegedämme, Mulden und Teichen	
Tieflockerung von hinreichend verdichteten Böden	
Renaturierung von mit Fichten bestockten Nassstandorten (v.a. Moore, Hangbrücher)	
Fließrichtung Hauptgewässer	

Abbildung 14 Maßnahmenkombinationen im Einzugsgebiet
(Quelle: Hennrich [2006]: 33)

Ökonomische Bewertung auf Mesoebene – Nutzenbewertung

Auf höherer Maßstabsebene rückt der ‚volkswirtschaftliche‘ Nutzen der Schadensvermeidung durch Hochwasserschutzmaßnahmen in den Vordergrund, da die Summe des Rückhaltepotenzials durch die Kombination von Maßnahmen sich nun in einer Größenordnung befindet, auf der Aussagen zu kleineren vermiedenen Hochwässern durchaus möglich werden (HQ 5, HQ 10). Die Kosten der Maßnahmen können dann mit Kosteneinsparungen durch Schadensvermeidung verknüpft werden. Die Maßnahmenkombination rückt im Ökoeffizienz-Portfolio sozusagen auf der x-Achse nach rechts. Sollten die vermiedenen Kosten oder die Einnahmen die Kosten der Maßnahmen übersteigen, muss im Ökoeffizienz-Portfolio ein Bereich ‚größer Null‘ als Entscheidungsraum zusätzlich dargestellt werden. Hier darf allerdings die ökonomische Größe nicht mehr durch das WRP dividiert werden, da sonst Maßnahmen mit hohem Wasserrückhalt ‚bestraft‘ werden. Das EEA-Team schlägt hier vor, den NPV mit dem WRP zu multiplizieren und auf der positiven x-Achse entsprechend darzustellen.

Der Einschätzung des ökonomischen Nutzens geht eine Schadenspotenzialanalyse voraus (vgl. Abbildung 15).

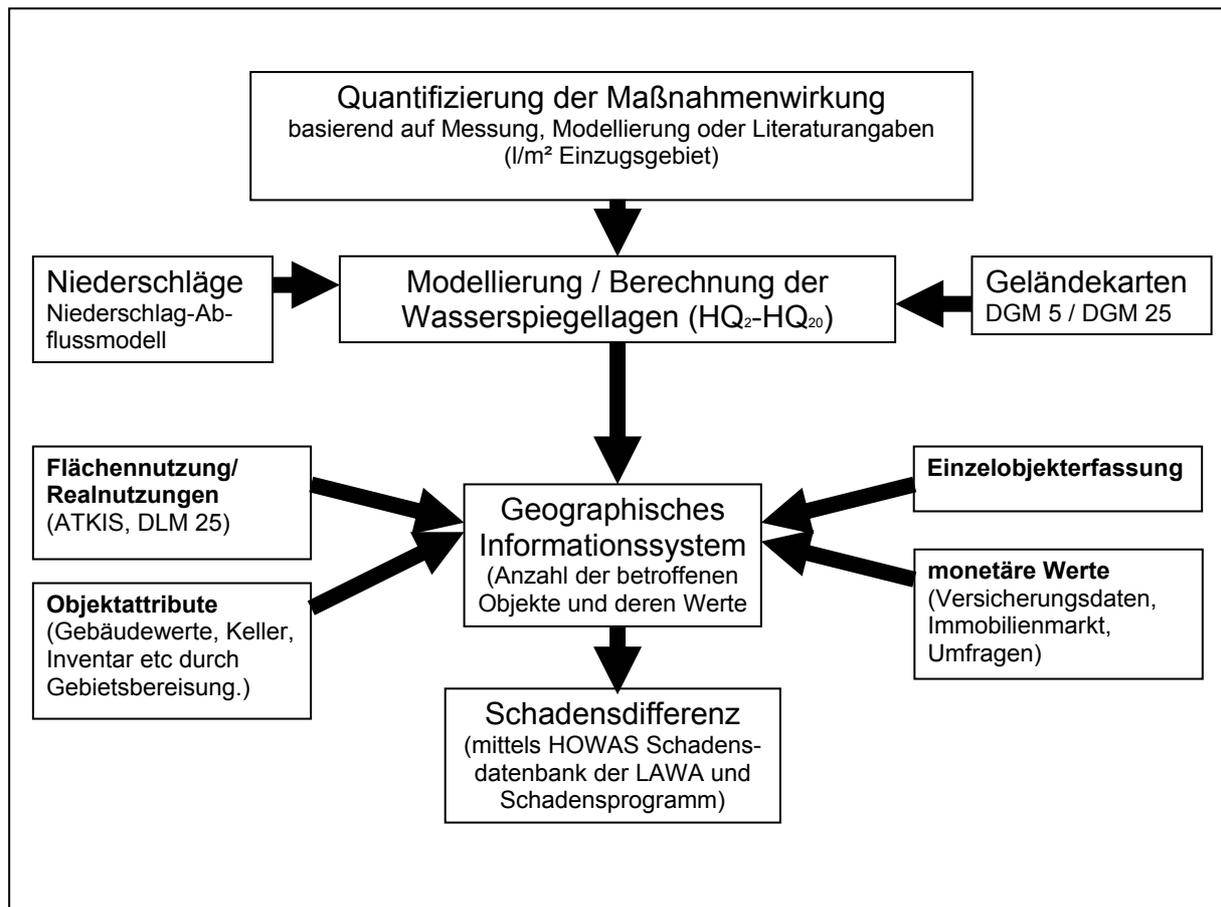


Abbildung 15 Schadenspotenzial-Analyse
(Quelle: Schmidtke [2000]: 273, verändert)

Die in der Schadenserhebung ermittelten Kosten und deren Vermeidung fließen dann in die dynamische Investitionsrechnung der Ökoeffizienz-Analyse ein (vgl. Hennrich [2006]: 51 ff.).

Ökologische Bewertung auf Mesoebene – der Blick auf die Landschaft

Auf einer Maßstabsskala, die über die Betrachtungsebene Biotop hinausgeht, spielt der Untersuchungsgegenstand der Landschaft eine zunehmend zentralere Rolle. Hierbei rücken Bewertungsaspekte in den Vordergrund, wie z.B. das großräumliche Landschaftsbild, die Biotopvernetzung und die Zersiedelung. Aber auch Wechselwirkungen zwischen Biotopen und Biotopkomplexen werden auf der Mesoebene, bei der Untersuchung eines größeren Gebietsausschnitts, weiter in den Mittelpunkt rücken.

Zur Vereinfachung und Strukturierung der Bewertung bietet sich hier eine Clusterung von Maßnahmen zu Maßnahmenbündeln an, die ähnlich bewertet werden können. Mögliche Kriterien für die Clusterbildung sind:

- räumlich Nähe,
- gleiche Art der Landnutzung (Forst, LWS, Siedlung),
- ähnliche Wirkmechanismen.

Von der Ökoeffizienz-Analyse zur Nachhaltigkeitsprüfung

Planungen, Entscheidungen und Bewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen, die ein ganzes Einzugsgebiet betreffen, sollten auch die gesellschaftliche Relevanz in die Betrachtung mit einbeziehen. Die Abwägung von Belangen zwischen Ober- und Unterliegern kann nicht von Planern und Entscheidungsträgern auf dem ‚Reißbrett‘ erfolgen. Hier sollten die relevanten Akteure umso mehr im Rahmen partizipativer Prozesse, wie sie beispielsweise bereits bei Gewässerentwicklungsplanungen (vgl. Uhlandahl [2007]) stattfinden, beteiligt werden.

4 Literatur

- Assmann, A. et al. [2006] Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserminderung. Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Hennef
- Balla [2003] Bewertung und Berücksichtigung von Umweltauswirkungen nach § 12 UVPG in Planfeststellungsverfahren. Berlin
- Barth, M. [2005] Zukunftsorientierter Natur- und Hochwasserschutz – Einführung in das Schwerpunktthema. In: LUBW (Hrsg.): Fachdienst Naturschutz – Naturschutzinfo 2/2005
- BMVBS [2006] Hochwasserschutzfibel – Bauliche Schutz- und Vorsorgemaßnahmen in hochwassergefährdeten Gebieten. Hrsg.: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Berlin
- Boardman, A. E. et al. [2006] Cost-benefit analysis. Englewood Cliffs, New Jersey, USA
- Bortz et al. [1995] Forschungsmethoden und Evaluation. Berlin
- Egli, T. [2002] Hochwasservorsorge - Maßnahmen und ihre Wirksamkeit. Hrsg.: Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR). Koblenz
- FÜRST, D. et al. [1992] Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. UBA-Texte 34/92, Berlin
- DKKV [2003] Hochwasservorsorge in Deutschland – Lernen aus der Katastrophe 2002 im Elbegebiet. Heft 29 der Schriftenreihe Lesson Learned des Deutschen Komitees für Katastrophenvorsorge e.V. (DKKV) (Hrsg.)
- Gassner E. et al. [2005] UVP – Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. Heidelberg
- Günther, E. [2005] Öko-Effizienz – Der Versuch einer Konsolidierung der Begriffsvielfalt. In: Dresdner Beiträge zur Betriebswirtschaftslehre 103/05
- Hampicke, U. [1988] Was darf und was kann monetarisiert werden? In: Schriftenreihe des IÖW, 20/88: Möglichkeiten und Grenzen der Monetarisierung von Natur und Umwelt, S. 19-41
- Heckl, F. et al. [2003] Grundlagen für die Umsetzung des ökosystemaren Ansatzes des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“. In: Berichte des Umweltbundesamtes Österreich, BE-153. Wien
- Hennrich [2006] Ökoeffizienzanalyse für Maßnahmenkombinationen im dezentralen Hochwasserschutz. Diplomarbeit am Institut für Forstökonomie. Freiburg
- Hornemann, C. et al. [2006] Was Sie über vorsorgenden Hochwasserschutz wissen sollten. Hrsg.: Umweltbundesamt. Dessau

- Interwies, E. et al. [2004] Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmen-Kombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie. UBA Texte 02/04. Berlin
- Jürging, P. et al. [2005] Fließgewässer- und Auenentwicklung – Grundlagen und Erfahrungen. Berlin
- Kiemstedt, H. et al. [1996] Methodik der Eingriffsregelung, Teil III. Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA). Stuttgart
- Köppel, J. et al. [2004] Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung. Stuttgart
- Kreimer, A et al. [2003] Building Safer Cities: The Future of Disaster Risk. Hrsg.: Weltbank. Washington D.C.
- Kruschwitz, L. [2004] Finanzierung und Investition. München
- LAWA [2005] Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Berlin.
- LfU [1997] Leitfaden für die Eingriffs- und Ausgleichsbewertung bei Abbauvorhaben. Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe
- Löffler, J. et al. [2004] Herleitung von Landschaftsbildern für die Landschaftsbewertung. In: Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 3/38, S. 147-154
- Marggraf, R. et al. [1997] Ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt. Heidelberg
- Marks, R. et al. [1992] Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 229. Trier
- MKRO [2000] Handlungsempfehlungen der Ministerkonferenz für Raumordnung zum vorbeugenden Hochwasserschutz. 18.07.2000
- OECD [2002] Handbook of Biodiversity Valuation. Paris
- Olfert, K. et al. [2003] Investition. Ludwigshafen
- Patt, H. (Hrsg.) [2001] Hochwasser-Handbuch – Auswirkungen und Schutz. Berlin.
- Proverbs, D. [2004] Flooding: implications for the construction industry. In: Structural Survey 2/22, S. 75-94
- Schaltegger, S. [1999] Ein Kriterium unter vielen – Öko-Effizienz als Element des sozio-ökonomisch vernünftigen Umweltmanagements. In: IÖW (Hrsg.) - Ökologisch Wirtschaften 3/1999, S. 12-14
- Schmidtke, R. F. 2000 Klimaveränderung - sozioökonomische Konsequenzen. Vortrag im Rahmen des KLIWA-Symposiums am 29./30.11.2000, Karlsruhe.
- Scholles, F. [1997] Abschätzen, Einschätzen und Bewerten in der UVP. Dortmund

- Trube, A. [2005] Synergien nutzen – Naturnaher Hochwasserschutz ist Naturschutz. In: LUBW (Hrsg.): Fachdienst Naturschutz – Naturschutzinfo 2/2005
- Uhlendahl [2007] Unsere Dreisam - Zukunft Dreisam. Bericht zum Bürger-Beteiligungsprojekt zur Entwicklung der Dreisam im Gebiet der Gemeinde March. Freiburg
- WBGU [1996] Welt im Wandel – Herausforderung für die deutsche Wissenschaft. Jahresgutachten des Wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung – Globale Umweltveränderungen
- WBGU [1999] Welt im Wandel – Umwelt und Ethik. Sondergutachten des Wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung – Globale Umweltveränderungen
- Werlen, B. [2000] Sozialgeographie. Bern
- Worreschk, B. [2000] Wirksamkeit von Hochwasservorsorge- und Hochwasserschutzmaßnahmen. Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Schwerin
- Wulf, A. J. [2001] Die Eignung landschaftsökologischer Bewertungskriterien für die raumbezogene Umweltplanung, Norderstedt
- Turner, R. K. et al. [2003] Valuing nature: lessons learned and future research directions. In: Ecological Economics 46, S. 493-510.
- Zepp et al. [1999] Landschaftsökologische Erfassungsstandards. Ein Methodenhandbuch. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 244. Flensburg

Internetquellen

- DWA [2006] Dezentralen Hochwasserschutz stärken – Presseerklärung 16/2006 (25.07.2006)
- Meyerhoff, J. [2003] Ökonomische Bewertung von Feuchtgebieten. In: Mitteilung 2 „Umwelt-/Sozio-Ökonomie im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie der Bundesanstalt für Gewässerkunde – Projektgruppe Elbe-Ökologie. http://elise.bafg.de/servlet/is/1517/PG_Mitt2_Meyerhoff.pdf (30.04.2007)
- Maniezzo, V. [1996] Decision Support for Siting Problems. <http://citeseer.ist.psu.edu/cache/papers/cs/3393/http%3A%2F%2FzSzzSzwww.csr.unibo.it%2Fsz~maniezzozSzijdss.pdf/maniezzo96decision.pdf> (30.04.2007)
- Scholles, F. [2006a] Zielsysteme und Entscheidung. <http://www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm2.htm> Planungsmethoden 2005 (30.04.2007).
- Scholles, F. [2006b] Die Kosten-Nutzen-Analyse. http://www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm_BewKna.htm Planungsmethoden 2005 (30.04.2007).
- Schöninger [2003] Hydrologie – Grundvorlesung mit Übungen http://www.hydroskript.de/html/_index.html (30.04.2007)

II Klassifikation Ökologie

Ökologische Klassifikation - Vorlage

Schutzgut Arten und Lebensgemeinschaften

Habitatfunktion Pflanzen

A	B	C	Bemerkungen
<p>Das Biotop, Biotopelement, der Biotopkomplex steht unter besonderem Schutz und besitzt mindestens lokale Bedeutung oder ist Teil eines solchen Gebietes.</p> <p>Das Biotop, Biotopelement, der Biotopkomplex ist selten und/oder besitzt seltene und/oder gefährdete Arten und/oder ist alt und großflächig (z.B. auch alte Bäume) .</p> <p>Charakteristische Habitat-Strukturelemente zahlreich und/oder in hoher Diversität vorhanden.</p> <p>Das lebensraumtypische Arteninventar ist gut erhalten. Artenanzahl unter Berücksichtigung der potenziell natürlichen Artenausstattung hoch.</p> <p>Die Populationen sind aufgrund ihrer Größe, Struktur, Dynamik und Isolation sehr empfindlich gegenüber Eingriffen. Das Biotop benötigt sehr lange oder ist nicht fähig sich zu regenerieren.</p> <p>Die Fläche wird nicht oder nur extensiv genutzt (extensive Kulturökosysteme). Die Biomasseentnahme ist gering. Die anthropogene Vorbelastung/Störungsintensität ist sehr niedrig. Meist oligotrophes Ökosystem, oligotraphente Arten (evtl. Magerkeitszeiger).</p> <p>Gebiet als „Trittsstein“ eines übergeordneten Biotopverbundes wirksam.</p>	<p>Das Biotop, Biotopelement, der Biotopkomplex steht nicht unter besonderem Schutz.</p> <p>Das Biotop, Biotopelement, der Biotopkomplex ist besitzt keine gefährdeten Arten.</p> <p>Charakteristische Habitat-Strukturelemente sind vorhanden.</p> <p>Das lebensraumtypische Arteninventar ist stellenweise/teilweise noch erhalten aber mit bedeutendem Anteil standortfremder Arten.</p> <p>Die Populationen sind aufgrund ihrer Größe, Struktur, Dynamik und Isolation empfindlich gegenüber Eingriffen. Eine Regeneration ist in wenigen Jahren möglich.</p> <p>Die Fläche wird intensiv genutzt. Die Biomasseentnahme ist hoch. Die Bewirtschaftung überlagert die natürlichen Standorteigenschaften.</p> <p>Mesotrophes Ökosystem, mesotraphente Arten.</p>	<p>Charakteristische Habitat-Strukturelemente sind kaum vorhanden. Biotop, Biotopelement, der Biotopkomplex kommt sehr häufig vor.</p> <p>Das lebensraumtypische Arteninventar ist kaum erhalten.</p> <p>Die Populationen sind aufgrund ihrer Größe, Struktur, Dynamik und Isolation nicht sehr empfindlich gegenüber Eingriffen. Das Biotop, Biotopelement, der Biotopkomplex reagiert sehr stabil auf anthropogene Störungen. Eine Regeneration ist in kurzer Zeit möglich.</p> <p>Sehr hohe Nutzungsintensität auf möglicherweise ungeeigneten Standorten (z.B. standortfremde Flachwurzler). Nur noch Arten eutropher Einheitsstandorte oder Ubiquisten oder hoher Versiegelungsgrad. Sehr artenarm unter Berücksichtigung der potenziell natürlich möglichen Artenausstattung (Anhaltspunkt: 4-8 höhere Pflanzenarten pro 100 m²).</p> <p>Die anthropogene Vorbelastung/Störungsintensität ist hoch (evtl. mit Chemieinsatz). Hoher Neophyten-, Intensivnutzungs- und/oder Zierartenanteil. Eutrophes Ökosystem, eutraphente Arten.</p> <p>Fläche besitzt keine Bedeutung für den Biotopverbund oder besitzt sogar Trennwirkung, evtl. negative Auswirkungen von dem Gebiet ausgehend.</p>	<p>Klassifikationsvorlagen können z.B. sein: LfU Baden-Württemberg [2005]: Bewertung der Biotoptypen Baden-Württembergs zur Bestimmung des Kompensationsbedarfs in der Eingriffsregelung (aber: 5-stufig) LfU Baden-Württemberg [1997]: Leitfaden für Eingriffs- und Ausgleichsbewertung bei Abbauvorhaben Kaule, G. [1991]: Arten- und Biotopschutz</p> <p>Eine erste orientierende Einschätzung kann auf der Basis der hier genannten Einstufungen erfolgen.</p> <p>Die ausgleichende Funktion der Vegetation im Wasserhaushalt wird im Rahmen des Retentionspotentials bewertet.</p>

Habitatfunktion Tiere

A	B	C	Bemerkungen
<p>Vorkommen oder Einstrahlen geschützter seltener, gefährdeter oder rückläufiger Arten (lokaler Bezugsraum oder höher).</p> <p>Hohe biotoptypische, individuenreiche Artenvielfalt wertbestimmender Taxozönosen (unter Berücksichtigung der potenziell natürlichen Artenausstattung). Das lebensraumtypische Arteninventar ist gut erhalten.</p> <p>Wenige Ausweichlebensräume außerhalb der Fläche vorhanden. Arten mit hohem Biotopbindungsgrad. Möglicherweise Schwerpunkt vorkommen von Arten.</p> <p>Die Populationen sind aufgrund ihrer Größe, Struktur, Dynamik und Isolation sehr empfindlich gegenüber Eingriffen und benötigen sehr lange oder sind nicht fähig, sich zu regenerieren.</p> <p>Bedeutendes Wohn-, Brut- und Fortpflanzungs-, Überwinterungs-, Rast- und/oder Nahrungsgebiet (lokaler Bezug oder höher) mit regelmäßigem und/oder lange tradiertem, historisch gewachsenem Artenvorkommen.</p> <p>Gebiet als „Trittsstein“ eines übergeordneten Biotopverbundes wirksam.</p>	<p>Euryöke, eurytope bzw. ubiquitäre und weit verbreitete Arten überwiegen deutlich.</p> <p>Das Biotop ist besitzt keine gefährdeten oder seltenen Arten.</p> <p>Unterdurchschnittliche Artenzahlen verglichen mit lokalen Durchschnittswerten der biotoptypischen Zönosen.</p> <p>Geringe Individuendichte bzw. Fundhäufigkeit charakteristischer Arten.</p>	<p>Das lebensraumtypische Arteninventar ist kaum erhalten. Die Populationen sind aufgrund ihrer Größe, Struktur, Dynamik und Isolation nicht sehr empfindlich gegenüber Eingriffen.</p> <p>Sehr artenarm unter Berücksichtigung der potenziell natürlich möglichen Artenausstattung.</p> <p>Nahezu ausschließlich Vorkommen euryöker, eurytoper bzw. ubiquitärer Arten oder für höhere Tierarten kaum oder nicht mehr besiedelbare Flächen (Ausnahmen: z.B. Gebäudebrüter).</p>	<p>Klassifikationsvorlagen können z.B. sein: LfU [1997]: Leitfaden für Eingriffs- und Ausgleichsbewertung bei Abbauvorhaben Reck [1990]: Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den zoökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. In: Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz, 32: 99-119 Die Bewertung erfolgt dann anhand von ausgewählten Indikatorarten bzw. aufgrund einer Potenzialabschätzung.</p> <p>Eine erste orientierende Einschätzung kann auf der Basis der hier genannten Einstufungen erfolgen.</p>

Ökologische Klassifikation - Vorlage

Schutzgut Boden

Filter- und Pufferfunktion

A	B	C	Bemerkungen
<p>Boden besitzt eine hohe Bedeutung als Filter und Puffer für Schadstoffe. Keine Altlasten vorhanden.</p> <p>Bodenart mit guten mechanische Filtereigenschaften: Mittel- und Feinsande, stark zersetzte Torfe, lehmige, schluffige und tonige Sande, Schluffe und Lehme mit geringer Lagerungsdichte.</p> <p>Bodenart mit guten physiko-chem. Filtereigenschaften: Tone, tonige und lehmige Schluffe, mittel und stark lehmige Sande.</p> <p>Hoher Gehalt an Humuskomplexen und Tonmineralen. Gute bis sehr gute Aktivität der Bodenorganismen.</p> <p>Bodenchemie: pH-Wert neutral. Schadstoffgehalte (nach BBodSchV) nicht erhöht. Edaphon und Puffersystem intakt.</p>	<p>Boden besitzt eine durchschnittliche Bedeutung als Filter und Puffer für Schadstoffe.</p> <p>Altlastenverdacht kann nicht ausgeschlossen werden.</p> <p>Bodenart mit durchschnittlichen mechanische Filtereigenschaften: gering zersetzte Torfe, Schluffe und Lehme mit hoher Lagerungsdichte.</p> <p>Bodenart mit durchschnittlichen physiko-chem. Filtereigenschaften: sandige Schluffe, schwach lehmige, schluffige und tonige Sande, Hoch- und Niedermorrtofe.</p> <p>Humuskomplexe und Tonminerale z.T. ausgewaschen.</p> <p>Zusammensetzung und Aktivität der Bodenorganismen gestört.</p> <p>Bodenchemie: pH-Wert leicht unnatürlich erniedrigt. Schadstoffe (nach BBodSchV) in geringen Konzentrationen vorhanden.</p>	<p>Boden besitzt eine geringe Bedeutung als Filter und Puffer für Schadstoffe.</p> <p>Altlasten vorhanden.</p> <p>Bodenart mit geringen mechanische Filtereigenschaften: Grobsand, Tone, Bruchwaldtorf.</p> <p>Bodenart mit geringen physiko-chem. Filtereigenschaften: Sande.</p> <p>Humuskomplexe und Tonminerale größtenteils ausgewaschen.</p> <p>Zusammensetzung und Aktivität der Bodenorganismen stark gestört.</p> <p>Bodenchemie: pH-Wert stark unnatürlich erniedrigt. Schadstoffe (nach BBodSchV) teilweise oberhalb der Grenzwerte vorhanden. Puffersystem nicht mehr intakt.</p>	<p>vgl.: LfU [1997]: Leitfaden für Eingriffs- und Ausgleichsbewertung bei Abbauvorhaben</p> <p>Die Bewertung kann auch auf der Grundlage von Daten der Bodenschätzung (vgl. UM BW [1995]: Heft 31 der Reihe Luft, Boden Abfall) erfolgen.</p> <p>Eine erste orientierende Einschätzung kann auf der Basis der hier genannten Einstufungen erfolgen (bitte abgleichen mit Marks und Alexander [1992]: Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes).</p> <p>Die Funktion des Bodens als Ausgleichskörper im Wasserhaushalt wird im Rahmen des Retentionspotentials bewertet.</p>

Ressourcenfunktion - Biotisches Ertragspotenzial

<p>Lagerungsdichte und Horizontabfolge kann dem Bodentyp entsprechend als natürlich bezeichnet werden.</p> <p>Hoher Erosionswiderstand:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodenart: schwach lehmige und tonige Sande, sandige Tone, Feinsand, schwach schluffige Sande, mittel und stark lehmige Sande, stark sandige und sandig-tonige Lehme, schwach schluffige und lehmige Tone. - Relief: Ebene oder Hang aber mit Erosionsschutz durch Vegetation. - Keine Erosions- oder Denudationshinweise sichtbar. - Erosionsschutz durch Vegetation gewährleistet. <p>Wuchsklima, Bodentyp, Bodenzustand (Lagerungsdichte, Gründigkeit, Humusgehalt, Feuchtegrad), Nährstoffversorgung, Grundwassersituation optimal für Biomasseertrag in Land- oder Forstwirtschaft.</p>	<p>Horizontabfolge nicht mehr eindeutig nachvollziehbar, Lagerungsdichte erhöht.</p> <p>Mittlerer Erosionswiderstand:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodenart: schluffige Sande, sandige, tonige und schluffig-tonige Lehme, schluffige Tone, stark schluffige und schluffig-lehmige Sande, schwach sandige Lehme, stark schluffige Tone. - Relief: mäßig steile Hanglage ohne Windschneisen. - Erosionsrinnen und Verlagerungen zu erkennen. - Erosion durch Vegetation reduziert. <p>Wuchsklima, Bodentyp, Bodenzustand (Lagerungsdichte, Gründigkeit, Humusgehalt, Feuchtegrad), Nährstoffversorgung, Grundwassersituation geeignet für Land- oder Forstwirtschaft.</p>	<p>Starke Verdichtung sichtbar.</p> <p>Geringer Erosionswiderstand:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodenart: sandig-lehmige, stark lehmige und stark tonige Schluffe, schluffige Lehme, sandige, lehmige und tonige Schluffe, Feinstsand, (reine) Schluffe. - Relief: Steile Hanglage und Windschneisen. - Erosionsrinnen und Verlagerungen deutlich sichtbar. <p>Wuchsklima, Bodentyp, Bodenzustand (Lagerungsdichte, Gründigkeit, Humusgehalt, Feuchtegrad), Nährstoffversorgung, Grundwassersituation schlecht geeignet für Land- oder Forstwirtschaft.</p>	<p>Die Bewertung kann auch auf der Grundlage von Daten der Bodenschätzung (vgl. UM BW [1995]: Heft 31 der Reihe Luft, Boden Abfall) erfolgen.</p> <p>Eine erste orientierende Einschätzung kann auf der Basis der hier genannten Einstufungen erfolgen (bitte abgleichen mit Marks und Alexander [1992]: Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes).</p> <p>Die Funktion des Bodens als Ausgleichskörper im Wasserhaushalt wird im Rahmen des Retentionspotentials bewertet.</p>
--	--	---	---

Ökologische Klassifikation - Vorlage

Schutzgut Wasser

Funktion als natürlicher Lebensraum

A	B	C	Bemerkungen
<p>Gewässergüte: Es sind keine oder nur sehr geringfügige Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten gegenüber den "normalen" Werten zu verzeichnen. Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise mit dem betreffenden Typ einhergehen. Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben. Die taxonomische Zusammensetzung und Abundanz entspricht vollständig oder nahezu den Referenzbedingungen. Nährstoffkonzentrationen, Salzgehalt, pH-Wert, Säureneutralisierungsvermögen und Temperatur zeigen keine Anzeichen anthropogener Störungen. Keine Schadstoffe vorhanden.</p> <p>Gewässermorphologie: Die Durchgängigkeit des Flusses ermöglicht eine ungestörte Migration aquatischer Organismen und den Transport von Sedimenten. Strömungsdynamik, Laufentwicklung, Variationen von Breite und Tiefe, Strömungsgeschwindigkeiten, Substratbedingungen sowie Struktur und Bedingungen der Uferbereiche entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Referenzbedingungen.</p> <p>Der Grundwasserstand hat große Bedeutung als Standortfaktor für entsprechende Biotypen. Biotyp hat sich aufgrund der für den Standort natürlichen Grundwasserhältnisse entwickelt. Die Funktion der Fläche als Lebensraum für Flora/Fauna hat sich aufgrund von Änderungen des Grundwasserstandes verbessert.</p>	<p>Gewässergüte: Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten zeigen geringe anthropogene Abweichungen an. Die Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Es kann zu einem leichten Anstieg der Häufigkeit und Intensität der typspezifischen Planktonblüten kommen. Nährstoffkonzentrationen, Salzgehalt, pH-Wert, Säureneutralisierungsvermögen und Temperatur zeigen leichte Anzeichen anthropogener Störungen. Schadstoffe in geringen Konz. vorhanden.</p> <p>Gewässermorphologie: Natürlichkeit der Strömungsdynamik, Durchgängigkeit und Uferbeschaffenheit verringert.</p> <p>Der Grundwasserstand hat keine Bedeutung als Standortfaktor für entsprechende Biotypen.</p>	<p>Gewässergüte: Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten weichen von den Werten ab, die normalerweise mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen. Die Werte geben Hinweise auf anthropogene Abweichungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist. Die Zusammensetzung und Abundanz der Taxa weicht von der typspezifischen Gemeinschaften ab. Es kann zu einem Anstieg der Häufigkeit und Intensität der Planktonblüten kommen. Nährstoffkonzentrationen, Salzgehalt, pH-Wert, Säureneutralisierungsvermögen und Temperatur zeigen deutlich anthropogener Störungen. Schadstoffe in erhöhten Konz. vorhanden.</p> <p>Gewässermorphologie: Natürlichkeit der Strömungsdynamik, Durchgängigkeit und Uferbeschaffenheit stark verringert.</p> <p>Der Grundwasserstand hat große Bedeutung als Standortfaktor. Die Funktion der Fläche als Lebensraum für Flora/Fauna hat sich aufgrund von Änderungen des Grundwasserstandes verschlechtert.</p>	<p>vgl.: Gewässerbeurteilungsverordnung, Baden-Württemberg, 2004</p> <p>Die Funktion der Gewässer als Ausgleichskörper im Wasserhaushalt wird im Rahmen des Retentionspotentials bewertet.</p>

Ressourcenfunktion - Grundwasser als Trinkwasserreservoir

A	B	C	Bemerkungen
<p>Die Qualität des Grundwassers ist gut bis sehr gut. Die mikrobiologischen und chemischen Anforderungen für Trinkwasserqualität nach Trinkwasserverordnung werden eingehalten. Die in der Anlage zur Grundwasserverordnung aufgeführten Stoffe sind nicht vorhanden.</p> <p>Die Grundwasserneubildung ist durch die Wasserdurchlässigkeit der GW-Deckschichten und die vorhandene Infiltration gut bis sehr gut.</p>	<p>Die Qualität des Grundwassers ist mittelmäßig. Die mikrobiologischen und chemischen Anforderungen für Trinkwasserqualität nach Trinkwasserverordnung werden nicht eingehalten, können aber durch Aufbereitungsmaßnahmen entsprechend verbessert werden.</p> <p>Die Grundwasserneubildung ist entsprechend der Wasserdurchlässigkeit der GW-Deckschichten und der vorhandene Infiltration mittelmäßig.</p>	<p>Die Qualität des Grundwassers ist schlecht. Die mikrobiologischen und chemischen Grenzwerte für Trinkwasserqualität nach Trinkwasserverordnung werden stark überschritten. Eine Aufbereitung auf Trinkwasserqualität ist nicht oder nur mit großem Aufwand möglich. Ein oder mehrere in der Anlage zur Grundwasserverordnung aufgeführten Stoffe sind vorhanden.</p> <p>Die Grundwasserneubildung ist entsprechend der geringen Wasserdurchlässigkeit der GW-Deckschichten und der geringen Infiltration eingeschränkt.</p>	<p>vgl. Grundwasserverordnung (GrundwV), 1997 und Trinkwasserverordnung (TrinkwV), 2006</p> <p>Die ausgleichende Funktion des Grundwasserkörpers im Wasserhaushalt (z.B. Infiltrationskapazität der Grundwasserdeckschichten) wird im Rahmen des Retentionspotentials bewertet.</p>

Ökologische Klassifikation - Vorlage

Schutzgut Klima/Luft

Lokalklimatische Ausgleichsfunktion

A	B	C	Bemerkungen
Die Geländemorphologie (Hang, Kaltluftschneisen, -senken) führt zu einem angenehmen Lokalklima mit starkem Luftaustausch. Kaltluftentstehungsgebiet in ausreichender Größe und Nähe vorhanden. Keine Gebäude/sonstige Bauten, die den Luftaustausch stören würden vorhanden. Fläche wirkt als bedeutendes Kaltluftentstehungsgebiet, verbunden mit Luftaustauschbahnen in "belastete" Gebiete. Die Vegetation sorgt in Struktur und Dichte für ein ausgeglichenes Bioklima (z.B. Wald).	Der Luftaustausch ist durch die Geländeverhältnisse zumindest periodisch gegeben oder Kaltlufteintrag, -austrag ist zumindest in geringem Maße vorhanden.	Die Geländemorphologie oder Strukturen, die den Kaltluftweg abschneiden führen zu einem geringen Luftaustausch und zu als unangenehm empfundenen bioklimatischen Verhältnissen. Kein Kaltluftentstehungsgebiet in der Nähe. Fläche selbst wirkt eher als Wärmeinsel. Lokalklimatische Extreme durch fehlende Vegetation.	in Anlehnung an: LfU [1997]: Leitfaden für Eingriffs- und Ausgleichsbewertung bei Abbauvorhaben und Marks und Alexander [1992]: Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes

Luftregenerationsfunktion

A	B	C	Bemerkungen
Vegetationsstrukturen mit großem Deckungsgrad und mehreren Schichten filtern Aerosole, Stäube und andere Immissionen (z.B. Wald).	Vegetation vorhanden, Filterleistung gegeben (z.B. Kleingehölze und Wiese).	Keine Vegetation vorhanden und damit auch keine Luftregeneration.	in Anlehnung an: LfU [1997]: Leitfaden für Eingriffs- und Ausgleichsbewertung bei Abbauvorhaben und Marks und Alexander [1992]: Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes

Ökologische Klassifikation - Vorlage

Schutzgut Landschaft

Erholungsfunktion - Landschaftsbild, -ästhetik

A	B	C	Bemerkungen
Landschaftsraum mit hoher Vielfalt, Eigenart und Schönheit. Charakteristische, kleinräumige, landschaftsprägende Strukturelemente sind in großer Anzahl und weit verbreitet vorhanden, mit guten Sichtbeziehungen und guter Erreichbarkeit. Keine bis extensive Nutzung.	Landschaftsraum mit durchschnittlicher Vielfalt, Eigenart und Schönheit. Charakteristische Strukturelemente sind vorhanden. Sichtbeziehungen und Erreichbarkeit reduziert. Nutzung durch Land- und Forstwirtschaft.	Landschaftsraum mit geringer Vielfalt, Eigenart und Schönheit. Charakteristische Strukturelemente sind kaum vorhanden. Sichtbeziehungen und Erreichbarkeit stark eingeschränkt. Industriell überprägt, hohes Verkehrsaufkommen: "negativ anthropogen überformter Landschaftsbildraum". Landschaft verarmt.	in Anlehnung an: LfU [1997]: Leitfaden für Eingriffs- und Ausgleichsbewertung bei Abbauvorhaben

Denkmalfunktion - Erhaltung der Kulturlandschaft

A	B	C	Bemerkungen
Markante geländemorphologische Ausprägungen. Naturhistorisch bedeutsame kulturlandschaftlich charakteristische Elemente, in typischer Ausprägung. Historische, kulturlandschaftlich bedeutsame Landnutzungsformen.	Geländemorphologische Ausprägungen und kulturlandschaftlich charakteristische Elemente anthropogen überprägt.	Geländemorphologische Ausprägungen und kulturlandschaftlich charakteristische Elemente nicht vorhanden.	in Anlehnung an: LfU [1997]: Leitfaden für Eingriffs- und Ausgleichsbewertung bei Abbauvorhaben

III Ausgewählte Projekte zu Landnutzungsänderung und deren ökonomische und ökologische Bewertung

Beschreibung Projekt	Ziel	Bewertungsaspekte	Bewertungsmethodik
Vorbeugender Hochwasserschutz durch Wald- und Forstwirtschaft in Bayern (Kennel 2004)	Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen in Forst- und Landwirtschaft auf unterschiedlichen Maßstabsebenen	Ersatzkosten-/Opportunitätskosten Grobe Abschätzung der eingesparten Kosten bei zusätzlicher Wasserrückhaltung durch forstliche Maßnahmen über die entsprechenden Kosten technischer Maßnahmen Opportunitätskosten bei Landnutzungsänderung, z.B. durch Aufforstung landwirtschaftlicher Flächen "Produkt-Funktions-Ansatz": grobe monetäre Abschätzung des Schadensvermeidungspotenzials durch Aufforstung	Monetäre Bewertung ökonomischer Auswirkungen Quantitative (Wasserrückhaltung) und qualitative Bewertung der Wirksamkeit der Wasserrückhaltung (Effektivität)
Hochwasseraktionsplan Lenne (HYDROTEC 2001) / Hochwasseraktionsplan Lippe (HYDROTEC 2002)	Verminderung von Hochwasser und deren Schadensrisiko Bewusstsein für Hochwasser stärken und Informationsfluss bei Hochwasser verbessern	Kosten-Nutzen-Analyse Objekt- (HOWAS-Datenbank) und flächenbezogene Ansätze zur Schadensidentifizierung von Infrastruktur, Landwirtschaft und Forst	Monetäre Bewertung ökonomischer Auswirkungen
Analyse der Hochwasserereignisse vom August 2002, Workpackage Donau TP 05 – Operative Maßnahmen (Lebensministerium 2004)	Übersicht über die Hochwassersituation entlang der Donau in Österreich mit Schadenspotenzial und Maßnahmenempfehlungen	Kosten-Nutzen-Analyse, die "externe Effekte" und "sozialen Nutzen" (Marktpreise, Substitutionsverfahren, "willingness to pay") betrachtet Effektivitätsanalyse (Physikalische Größen) Nutzenquantifizierung durch Vorher/Nacher-Vergleich	Monetäre Bewertung Quantitative Effektivitätsbewertung (Wirkungsanalyse im wasserwirtschaftlichen und sozioökonomischen System)
LAWA Wirksamkeit von Hochwasservorsorge- und -Schutzmaßnahmen (LAWA 2000)	Abschätzung des Retentionspotenzials von Hochwasserschutzmaßnahmen	Übersicht der Retentionsmöglichkeiten im Einzugsgebiet und im Bereich des Fließgewässers Qualitative Wirkungsabschätzung von Maßnahmen nahe und weit entfernt vom Fließgewässer	Keine monetäre Bewertung Qualitative Wirkungsbewertung
Monetäre Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft Elbe, Programm Elbe-Ökologie (Dehnhardt, et al. 2003)	Entwicklung einer Entscheidungshilfe für Maßnahmen, die eine ökologisch nachhaltige Entwicklung des Elbe-Einzugsgebiets fördern	Identifizierung des „willingness to pay“ and „willingness to accept“ einer den Nutzen erhöhenden oder vermindernden Maßnahme durch Verwendung der Contingent Valuation Methode und der Ersatzkosten-Methode insbesondere bei der Monetarisierung von spezifischen ökologischen Funktionen	Monetäre Bewertung Verbal-argumentative und qualitative Bewertung der Wirksamkeit

Rhein 2020, Programm zur nachhaltigen Entwicklung des Rheins (IKSR 2002)	Reduktion des Risikos von Hochwasserschäden um 25 % bis 2020 (Stand 1995) Verringerung extremer Hochwasserspitzen	Vergleich von akkumulierten Kosten mit zu erwartenden Kosten mittels Kostenwirksamkeitsanalyse Klassifikation von fünf Maßnahmenkategorien und Modellierung unterschiedlicher Hochwasserszenarien	Monetäre Kostenbewertung Nicht-monetäre Nutzenbewertung
Integriertes Flussgebietsmanagement am Beispiel der Saale (UFZ 2006)	Entwicklung einer integrierten Methode für ein nachhaltiges Flusseinzugsgebietsmanagements als Entscheidungshilfe	Quantifizierung von Abfluss, Nährstoff- und Schadstoffflüssen und ihre ökonomischen Auswirkungen Integrierte Modellierung verschiedener Szenarien auf regionaler Ebene Bewertung von direkten und indirekten sozio-ökonomischen Auswirkungen durch Kosten-Nutzen-Analysen Erarbeitung von optimierten Maßnahmenstrategien, inkl. Nährstoffmanagement und Hochwasserschutzkonzepten innerhalb des Flusseinzugsgebiets	Monetäre Bewertung der sozio-ökonomischen und ökologischen Auswirkungen
FLUMAGIS - Flusseinzugsgebietsmanagement mit Geoinformationssystemen (IFGI 2004)	Entwicklung von Methoden und Datenverarbeitungs-Werkzeugen zur Unterstützung von Planung und Management in Flusseinzugsgebieten	Entwicklung eines interaktiven Werkzeuges, das die Bewertung und (dreidimensionale) Visualisierung des Ist-Zustandes der gewässer- und landschaftsökologischen sowie wasser- und stoffhaushaltlichen Bedingungen von Flussgebietslandschaften ermöglicht	Ökologische Bewertung Sozio-ökonomische Bewertung z.B. Kosten-Nutzen Analyse
NOFDP – Nature-Oriented Flood Damage Prevention (Winterscheid, Hübner 2006)	Realisierung von Maßnahmen zur Bekämpfung von Hochwasserrisiken an kleinen bis mittleren Einzugsgebieten (bis 1000 km ²) Entwicklung eines DSS zur interaktiven Entwicklung und Bewertung von Maßnahmenkatalogen und regionaler Strategien für einen ökologisch verträglichen Schutz vor Hochwasserschäden Schwerpunkt: 3D-Visualisierung	Bewertung der ökologischen Verträglichkeit von Maßnahmen Ökologische Bewertung zum Schutz und zur Entwicklung von Flächen mit einem hohen natürlichen Wert Bewertung der ökologischen Funktionalität von Gewässern Einschätzung der Wirkungen und Effekte von Maßnahmen	Bewertung der Biodiversität Kosten-Nutzen Analyse
IRMA II Schonende Bewirtschaftung von sensiblen Niederschlagsflächen und Bachauen (http://www.irma-lfw-rp.de/irma2/index.htm) IRMA = INTERREG- Rhine-Meuse Activities	Entwicklung des Informationssystems, mit dem ermittelt werden kann, welchen Einfluss Böden, Relief und Bewirtschaftung auf das Abflussverhalten von Niederschlägen und auf den Bodenabtrag haben. Mit den Ergebnissen sollen Empfehlungen über die Art von Nutzung und Bewirtschaftung der Flächen vorbereitet werden.	Untersuchung der Einzugsgebiete auf Flächen, die im Hinblick auf Wasserrückhalt und Bodenabtrag besonders zu beachten sind. Wichtige Indikatoren hierbei z.B.: Hangneigung, Bodenart, Bewirtschaftung	Keine monetäre Bewertung Quantitative (Wasserrückhaltung) und qualitative Bewertung der Wirksamkeit der Wasserrückhaltung (Effektivität)
Umweltverträglichkeitsprüfungen von Retentionsmaßnahmen, z.B. im Rahmen von IRMA, IRP (Integriertes Rheinprogramm) (http://www.rp-freiburg.de/servlet/PB/menu/1188090/index.html , http://www.irma-programme.org/)	Auswirkungen auf die Umwelt ermitteln, beschreiben und bewerten (§1 UVPG)	Auswirkungen auf (§ 2 UVPG): <ul style="list-style-type: none"> - Menschen, einschließlich der menschlichen Gesundheit - Tiere, Pflanzen und die biologische Vielfalt - Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft - Kulturgüter und sonstige Sachgüter - Wechselwirkung zwischen den vorgenannten Schutzgütern 	Keine monetäre Bewertung Qualitative Bewertung ökologischer Auswirkungen