

# **Bewertung der Ökosystemleistungen des integrativen Hochwasserschutzes**

**Bericht im Rahmen  
des Projekts STREAM~LAND  
Wien, 24. November 2019**

**LAND&FORST**  
BETRIEBE ÖSTERREICH

**lk** Landwirtschaftskammer  
Österreich



**Naturfreunde**  
Österreich

**natur  
schutz  
bund**

**VF** ÖSTERREICHISCHER  
FISCHEREI  
VERBAND

**CIPRA**  
LEBEN IN  
DEN ALPEN

Auftraggeber



Mit Unterstützung von Bund und Europäischer Union

**Bund** Bundesministerium  
Landwirtschaft, Regionen  
und Tourismus

**LE 14-20**  
Entwicklung für den Ländlichen Raum

Europäischer  
Landwirtschaftsfonds für  
die Entwicklung des  
ländlichen Raums  
Hier investiert Europa in  
die ländlichen Gebiete.



# Bewertung der Ökosystemleistungen des integrativen Hochwasserschutzes (GE-RM / Stream~Land)

---

Endbericht

**Technische Universität Wien**  
Forschungsbereich Finanzwissenschaft  
und Infrastrukturpolitik (IFIP)  
im Institut für Raumplanung



Wien, 24. November 2019

Bewertung der Ökosystemleistungen des integrativen Hochwasserschutzes  
(GE-RM / Stream-Land)

**Autor/inn/en:** Univ.-Prof. Dr. Michael Getzner, Antonia Schneider B.Sc.  
Studie der TU Wien (Forschungsbereich Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik,  
Institut für Raumplanung) im Auftrag des Umweltdachverbandes  
Endbericht, Wien, 2019.

*Zitiervorschlag: Getzner, M.; Schneider, A. (2019) Bewertung der Ökosystemleistungen des integrativen Hochwasserschutzes (GE-RM / Stream~Land). Forschungsbericht, Technische Universität Wien.*

## Auftraggeber



**Umweltdachverband GmbH.**

Strozzigasse 10/8-9, 1080 Wien

## Auftragnehmer



**Technische Universität Wien**

Institut für Raumplanung (E280)  
Forschungsbereich Finanzwissenschaft und  
Infrastrukturpolitik (Ifip, E280-3)  
Karlsplatz 13, 1040 Wien

Tel. +43-1-58801-280321

Fax +43-1-58801-9280321

E-Mail: [ifip@tuwien.ac.at](mailto:ifip@tuwien.ac.at)

Web: [www.ifip.tuwien.ac.at](http://www.ifip.tuwien.ac.at)

(Ifip-Projektnummer: 249/2018)

## Inhaltsverzeichnis

|  |    |
|--|----|
| Inhaltsverzeichnis.....  | 3  |
| Vorwort .....  | 5  |
| Kurzzusammenfassung / Abstract .....   | 6  |
| 1. Einleitung und Fragestellungen.....   | 7  |
| 2. Bedeutung und Bewertung von Ökosystemleistungen.....  | 8  |
| 2.1 Das Kaskadenmodell der Beziehungen zwischen Ökosystemen und menschlichem Wohlergehen .....                           | 8  |
| 2.2 Einteilung der Ökosystemleistungen .....   | 9  |
| 2.3 Zur Bewertung von ÖSL .....  | 10 |
| 2.4 Ökonomische Bewertungsmethoden .....   | 12 |
| 2.4.1 Marktbewertungsmethoden .....  | 13 |
| 2.4.2 Methoden der offenbarten Präferenz („revealed preferences“) .....  | 13 |
| 2.4.3 Methoden geäußerter Präferenz („stated preferences“) .....   | 14 |
| 2.4.4 Übertragung von Wertansätzen („benefit transfer“) .....  | 15 |
| 2.4.5 Zusammenfassung der Bewertungsmethoden .....   | 16 |
| 3. Integrativer Hochwasserschutz mit Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepten ....                            | 18 |
| 3.1 Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzept (GE-RM) .....  | 18 |
| 3.2. Integrativer und ökologischer Hochwasserschutz .....  | 18 |
| 4. Ökosystemleistungen von integrativen Hochwasserschutzmaßnahmen .....  | 20 |
| 5. Ausgewählte internationale Beispiele zu den Ökosystemleistungen von Hochwasserschutzmaßnahmen.....                    | 24 |
| 5.1 Vorbemerkung .....   | 24 |
| 5.2 Projekt „Slowing the Flow at Pickering“, England .....   | 25 |
| 5.3 Kosten-Nutzen-Analyse der Skjern-Flussrenaturierung, Dänemark .....  | 27 |
| 5.4 RESI – River Ecosystem Service Index, Deutschland .....  | 28 |
| 5.5 Projekt „In_StröHmunG“, Deutschland .....  | 29 |
| 5.6 Interreg-Projekt HyMoCARES, Alpenraum .....  | 31 |
| 5.7 Weitere Vergleichsstudien .....  | 33 |
| 6. Ansätze zu einer Bewertung der integrativen Hochwasserschutzmaßnahmen an der österreichischen Drau (Fallstudie) ..... | 37 |

|         |   |    |
|---------|---|----|
| 6.1     | LIFE-Projekte an der Obere Drau .....   | 37 |
| 6.2     | Bewertung der LIFE-Projekte an der Obere Drau auf ÖSL .....                             | 40 |
| 6.2.1.  | Freizeit und Erholung .....   | 40 |
| 6.2.2.  | Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe .....  | 41 |
| 6.2.3   | Existenz-, Options- und Vermächtniswert.....  | 42 |
| 6.2.4.  | Bereitstellung von Habitaten und Verbesserung der natürlichen Dynamik.....              | 42 |
| 6.2.5.  | Hochwasserregulierung .....   | 43 |
| 6.2.6.  | Erosionskontrolle & Sedimentregulierung .....   | 44 |
| 6.2.7.  | Beeinflussung der chemischen Wasserqualität (insb. Nährstoffretention).....             | 44 |
| 6.2.8.  | Speicherung von Kohlenstoff .....   | 45 |
| 6.2.9.  | Mikroklimaregulation.....   | 46 |
| 6.2.10. | Kulturpflanzen und Nutztiere mit Ernährungszweck .....                                  | 47 |
| 6.2.11. | Biomasse.....   | 47 |
| 6.2.12. | Wildtiere .....   | 47 |
| 6.2.13. | Zusammenfassung der Ökosystemdienstleistungsbewertung Obere Drau .....                  | 48 |
| 7.      | Ökosystemleistungsbewertung im Rahmen von integriertem Hochwasserschutz und GE-RM ..... | 49 |
| 8.      | Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse.....                                      | 50 |
|         | Verzeichnisse.....  | 52 |
|         | Literatur- und Quellenverzeichnis.....  | 52 |
|         | Abbildungen und Tabellen .....  | 59 |
|         | Anhang: Beeinflussungstabelle aus dem Workshop .....                                    | 60 |

## Vorwort

Die Bewertung von Ökosystemleistungen (ÖSL) wird in Anbetracht des Artensterbens und der Reduktion natürlicher Lebensräume als wichtiges Instrument der Planung immer bedeutsamer. Internationale und österreichische Studien zeigen, dass das Konzept der Ökosystemleistungen wichtige Impulse für die Infrastrukturplanung auch im Bereich des integrativen Hochwasserschutzes erbringen kann.

Der vorliegende Bericht legt die wesentlichen Eckpunkte der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen des integrativen Hochwasserschutzes offen und bietet einen Überblick über vorhandene Studien zur ökonomischen ÖSL-Bewertung.

## Danksagung

Die AutorInnen bedanken sich bei den ExpertInnen, die an Workshops und für persönliche Auskünfte zur Verfügung standen, sowie bei den MitarbeitInnen des Umweltdachverbands für die Beauftragung und den produktiven Austausch bei der Erstellung dieser Untersuchung.

## Hinweise

Der vorliegende Bericht und das zugrundliegende Forschungsprojekt wurde nach der guten wissenschaftlichen Praxis (good scientific conduct), somit nach dem Stand der Wissenschaft und auf Basis der besten verfügbaren Informationen mit wissenschaftlicher Methodik erstellt. Alle Datenquellen wurden entsprechend ausgewiesen. Die AutorInnen können jedoch keine Garantie für die vollständige Fehlerlosigkeit der Daten als auch der Berechnungen, Darstellungen und Ergebnisse geben; somit kann auch keine Verantwortung für die Folgen, die sich aus der Verwendung der Inhalte dieses Berichts ergeben, übernommen werden. Das Copyright dieses Berichts liegt bei den AutorInnen; die im Bericht ausgedrückten Ansichten, Meinungen und Schlussfolgerungen sind ausschließlich jene der AutorInnen und nicht notwendigerweise jene des Umweltdachverbandes.

## Kurzzusammenfassung / Abstract

Ökologisch wirksame Maßnahmen im Rahmen des integrativen Hochwasserschutzes tragen nicht nur dazu bei, Schutzgüter in unmittelbarer Gewässernähe zu bewahren und zu verbessern, sondern wirken auch auf eine Vielzahl natürlicher Prozesse und Elemente; so werden zum Beispiel Habitats neu geschaffen oder wiederhergestellt, Prozesse wie das Sedimentgeschiebe oder die natürliche Wasserreinhaltung begünstigt, und vielerorts entstehen auch neue Räume für naturnahe Erholung. Über diese Wirkungen unterscheiden sie sich deutlich von Maßnahmen, wie etwa dem Bau von Dämmen oder Retentionsbecken, die hauptsächlich den technischen Hochwasserschutz leisten.

Die vorliegende Studie bietet einen Ansatz zur systematischen Einordnung und Bewertung dieser kumulativen Effekte. Hierbei wird das Konzept der Ökosystemdienstleistungen (ÖSL) herangezogen, um gesellschaftlichen und ökonomischen Wert des integrativen Hochwasserschutzes zu ermitteln. Betrachtet werden sowohl Maßnahmen, die den Hochwasserrückhalt durch Auen oder Retentionsräume erhöhen, gewässermorphologische Maßnahmen, etwa Gewässeraufweitung oder das Schaffen von Strukturelementen wie Kiesbänken oder Uferrandstreifen, als auch Maßnahmen im Einzugsgebiet, die die Flächenbewirtschaftung im Gewässerumfeld betreffen.

Maßnahmen des integrativen Hochwasserschutzes sind in vielen Bereichen mit der Verbesserung von Ökosystemleistungen, besonders hinsichtlich der Habitatsbereitstellung, des Erholungswertes und der Verbesserung des Landschaftsbildes, verbunden. Eine Ausnahme kann hierbei die land- und forstwirtschaftliche Produktion darstellen, da es zu Ertragseinbußen durch ökologisch notwendige Änderungen der Bewirtschaftung kommen kann.

Ein Schwerpunkt der Arbeit liegt in der Darstellung ökonomischer Bewertungsmethoden. Anhand von Fallbeispielen wird gezeigt, dass die Bewertung von ökologischen Hochwasserschutz- und Renaturierungsmaßnahmen ermöglicht, unterschiedliche Nutzeffekte (Wohlfahrtswirkungen) zu systematisieren und zu bewerten, diese den Kosten von Projekten gegenüberzustellen sowie verschiedene Handlungsoptionen im Rahmen von Planungsverfahren umfassender zu vergleichen. Am Beispiel der Oberen Drau wird schließlich demonstriert, wie die Erhebung (Quantifizierung) und Monetarisierung von ÖSL an eine Gewässerrenaturierung anschließen könnten.

Die Studie schließt mit einer Diskussion über die Einsatzmöglichkeiten von ÖSL-Bewertung bei der flussraumbezogenen Planung mittels Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepten (GERM). Es wird festgestellt, dass die ÖSL-Bewertung eine wertvolle Ergänzung darstellen kann, da dadurch die sektorübergreifende Betrachtung der Wirkungen im Fluss und Gewässerumfeld gefördert, die Effektivität von Maßnahmen auf unterschiedliche Bereiche gezeigt und der Interessenausgleich unterstützt werden.

## 1. Einleitung und Fragestellungen

Österreich ist ein sehr wasser- und flussreiches Land. Das Leben an Fließgewässern war und ist jedoch immer auch verbunden mit dem Risiko von Überschwemmungen. In den letzten 150 Jahren entgegnete man dieser Gefahr zunehmend mit technischen Schutzmaßnahmen, wie Dämmen oder Schutzmauern, während gleichzeitig Flüsse begradigt und eingefasst wurden und natürliche Retentionsflächen wie Auen trockengelegt wurden, um Bebauung oder die Ausweitung von landwirtschaftlichen Flächen zu ermöglichen (Michor 2003: 10f).

Technische Hochwasserschutzmaßnahmen haben zwar vielerorts das Risiko von Schäden stark reduziert, jedoch tragen sie im Allgemeinen auch zu einer höheren Fließgeschwindigkeit und höheren Flutwelle bei (BMNT 2017a: 29f) und können so das Ausmaß und Risiko von Hochwasserschäden stromabwärts erhöhen. Zusätzlich führte die Gewässerverbauung zu einem drastischen Rückgang der Lebensräume und damit der Biodiversität (z.B. Artenvielfalt) entlang von Fließgewässern (WWF 2017).

Aus diesen Gründen sowie auch im Hinblick auf die noch nicht absehbaren Auswirkungen des Klimawandels auf die Hochwassersituation in Österreich steigt die Bedeutung ökologischer Hochwasserschutzmaßnahmen. Diese zielen, neben einer Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit, darauf ab, das natürliche Abflussverhalten zu verbessern, vor allem durch Renaturierung und das Schaffen von Retentionsflächen (BMNT 2017b: 72ff; Baumgarten et al. 2011: 22f).

Jedoch können diese Eingriffe auch positiv auf das Gewässerumfeld wirken, etwa durch die Erhöhung der Biodiversität. Das Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL) kann herangezogen werden, um diese Effekte zu beschreiben und ihren gesellschaftlichen und ökonomischen Wert aufzuzeigen. Die vorliegende Untersuchung beschäftigt sich mit den ökonomischen (d.h. wohlfahrtsbasierten) Wirkungen von integrativen (ökologischen) Hochwasserschutzmaßnahmen auf Ökosystemleistungen. Somit liegt der Schwerpunkt dieser Arbeit darin, geeignete Methoden zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen dazustellen und deren Bedeutung für den integrativen Hochwasserschutz zu erörtern.

Die leitenden Fragestellungen sind:

1. Welche Ökosystemleistungen (entsprechend der CICES-Klassifikation der Europäischen Umweltagentur) werden durch ökologische Hochwasserschutzmaßnahmen beeinflusst?
2. Welche empirischen Bewertungsansätze von ÖSL im Kontext von Hochwasserschutz und Gewässerentwicklung bietet die internationale Literatur?
3. Welche Ansätze und ökonomischen Bewertungsmethoden können zur Ermittlung der wohlfahrtsbasierten Wirkungen von integrierten Hochwasserschutzprojekten eingesetzt werden?

Die Arbeit gliedert sich dabei folgendermaßen: Im folgenden Kapitel (Kapitel 2) wird eine thematische Einleitung zum Konzept der Ökosystemleistungen und ihrer ökonomischen Bewertung gegeben. Darauf folgt die Definition von integrativem Hochwasserschutz und der betrachteten Maßnahmen (Kapitel 3). Zur Beantwortung der ersten Forschungsfrage werden die Perspektiven der Ökosystemleistungen (ÖSL) mit Hochwasserschutzmaßnahmen gemeinsam betrachtet, wodurch die Wirkungen des integrativen Hochwasserschutzes aufgezeigt werden (Kapitel 4). Nach Identifizierung und Zusammenfassung der wichtigsten ÖSL erörtert dieser Forschungsbericht dann die Schritte und Methoden zur Bewertung dieser Leistungen. Zu diesem Zweck werden empirische Bewertungsansätze aus der Literatur und aktueller Projekte vorgestellt, die sich mit den Nutzeffekten (oder Kosten) von Hochwasserschutzmaßnahmen beschäftigten (Kapitel 5). In diesem Zusammenhang wird auch auf die Möglichkeiten und Probleme hingewiesen, die vorhandenen Ansätze auf österreichische Projekte zu übertragen, wofür man sich des Beispiels der Drauf bedient (Kapitel 6), und deren Potential für Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepte (GE-RM) diskutiert.



## 2. Bedeutung und Bewertung von Ökosystemleistungen

### 2.1 Das Kaskadenmodell der Beziehungen zwischen Ökosystemen und menschlichem Wohlergehen

Von (leistungsfähigen) Ökosystemen gehen eine Vielzahl von Produkten und Leistungen aus, welche die Grundlage der menschlichen Existenz und des menschlichen Wohlergehens darstellen. Sie erfüllen materielle und immaterielle Grundbedürfnisse, tragen zur Gesundheit und Sicherheit bei, und spannen einen Rahmen für wirtschaftliches und soziales Handeln auf. Beispiele dafür sind die Bereitstellung von Trinkwasser und fruchtbaren Böden, etwa für die Nahrungsmittelproduktion, oder der Schutz vor Naturgefahren genauso wie die Möglichkeit, sich in der Natur zu erholen oder aktiv zu betätigen. Basisleistungen inkludieren den Wasser- und Nährstoffkreislauf ebenso wie die Aufnahme und Verarbeitung von Schadstoffen.

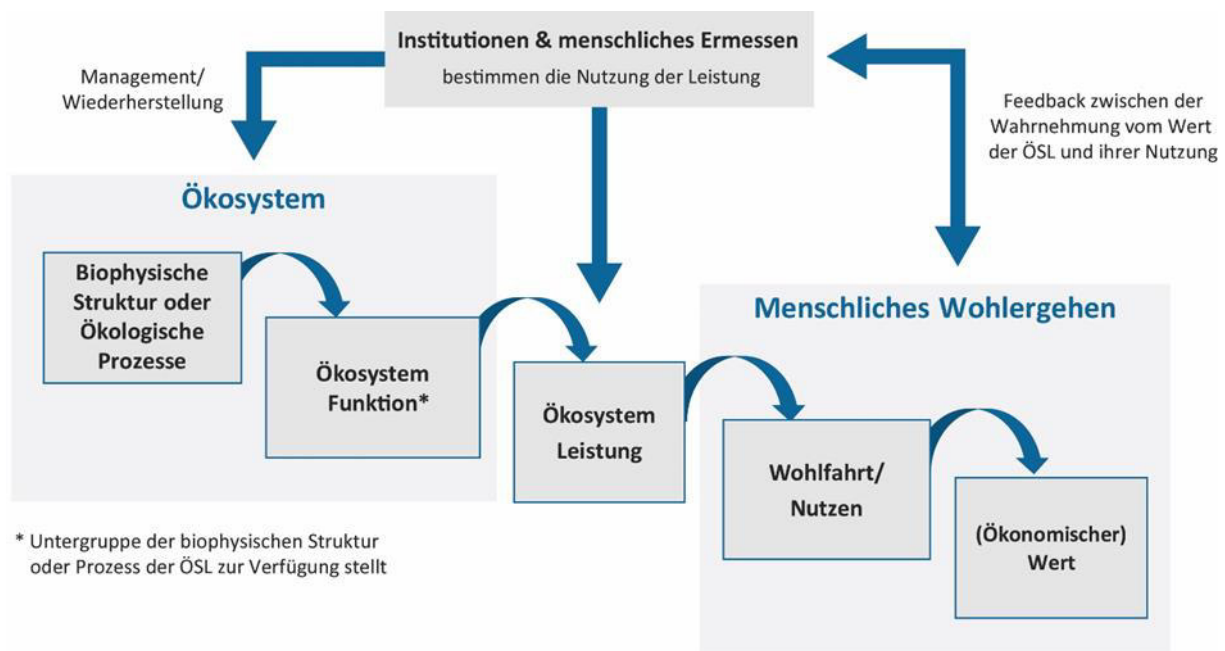
Allerdings wird die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen durch den Menschen in vielerlei Hinsicht beeinträchtigt. Das Millennium Ecosystem Assessment (MEA), die bislang umfassendste Studie zum Zustand und zu den Entwicklungstrends globaler Ökosysteme, stellte fest, dass sich 60 % der Ökosysteme in einem Zustand fortgeschrittener und/oder anhaltender Degradation befinden (MEA 2005).

Das Konzept der Ökosystemleistungen dient hierbei dazu, den Zusammenhang zwischen menschlichem Wohlergehen und dem Zustand von Ökosystemen aufzuzeigen und eine systematische Erfassung der Leistungen zu ermöglichen, die von den Ökosystemen ausgehen und vom Menschen im weitesten Sinne genutzt werden (Götzl et al. 2011: 9). Viele Ökosystemleistungen werden nicht auf Märkten gehandelt und verfügen deshalb nicht über einen leicht ablesbaren Preis, weshalb ihr gesellschaftlicher und ökonomischer Wert in Entscheidungsprozessen zur Ressourcennutzung oft nicht einbezogen wird. Weiters sind viele ÖSL öffentliche Güter bzw. Allmendegüter, und sie verfügen weder über Knappheitsindikatoren in Form von Marktpreisen, noch über ausreichend definierte Eigentums- und Verfügungsrechte (Rouquette 2013: 3)

Bei der Diskussion von Ökosystemleistungen ist es notwendig, eine Unterscheidung zwischen Stocks (Bestandsgrößen) und Flows (Flussgrößen) zu machen. Wie in der deutschen TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) -Studie festgehalten können Ökosystemen mit all ihren Bestandteilen im ökonomischen Sinne als ‚ökologisches Kapital‘ (Naturkapital) betrachtet werden, das eine Grundlage für wirtschaftliches Handeln darstellt. Von diesem Naturkapital gehen wiederum die Ökosystemleistungen aus, die man als ‚Dividenden‘ (d.h. Einkommen als Flussgröße) verstehen kann (Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2018:31). Zur langfristigen Nutzung dieser Flussgrößen muss der Bestand der Natur nachhaltig erhalten bleiben und darf nur in einem nachhaltig, d.h. langfristig ohne Degradation des Naturkapitals, aufrecht erhaltbaren Ausmaß in Anspruch genommen werden. Dies bedeutet auch, dass das langfristig erzielbare Einkommen aus der Nutzung natürlicher Ressourcen ausschließlich auf nachhaltig genutzten erneuerbaren Ressourcen beruht.

Das ‚Kaskadenmodell‘ (siehe *Abbildung 1*) ist eine beliebte Darstellung der Beziehung von Ökosystemen und der menschlichen Gesellschaft, wobei die (finale) Ökosystemleistung als Bindeglied der beiden Sphären gesehen wird.

Abbildung 1: Das Kaskadenmodell der Beziehungen zwischen den Ökosystemen und dem menschlichen Wohlergehen



Quelle: Eigene Darstellung nach de Groot et al. (2010) sowie Haines-Young & Potschin (2010).

Innerhalb des Ökosystems ermöglichen biophysische Strukturen und Prozesse bestimmte ökologische Funktionen, die Ökosystemleistungen bereit stellen. Diese wiederum wirken sich auf das menschliche Wohlergehen aus – daraus können die ökonomischen Werte von Ökosystemleistungen entstehen. Zum Beispiel ermöglichen Umweltfaktoren die Existenz eines Waldes, die Wurzeln der Bäume stabilisieren den Boden und führen so zur Ökosystemleistung „Stabilisierung und Verminderung von Sediment- und Geschiebebewegungen“ (vgl. CICES). Diese Schutzfunktion, etwa vor Murenabgängen, ist wohlfahrtssteigernd, da sie einen positiven Nutzen für die betreffende Bevölkerung besitzt und Bedürfnisse dieser erfüllt. Das Kaskadensystem unterstreicht, dass der menschliche Nutzen eng an die Funktionsfähigkeit des Ökosystems gebunden ist. Als nächster Schritt kann dieser Nutzen nun wiederum mit verschiedenen Methoden quantifiziert und bewertet werden, zum Beispiel anhand der Kosten, die aufgewendet werden müssten, um die Hänge zu stabilisieren, würde es die Bäume nicht geben (Bewertung anhand von Ersatzkosten).

## 2.2 Einteilung der Ökosystemleistungen

Basierend auf der Klassifizierung des Millennium Ecosystem Assessment entwickelt(e) die Europäische Umweltagentur eine einheitliche Systematisierung für Europa, die Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES). CICES unterscheidet zwischen drei Gruppen von Ökosystemleistungen (ÖSL) (Haines-Young & Potschin 2013: 18):

1. Versorgungsleistungen (provisioning services), umfassen die Produktion von Nahrungsmitteln und anderen Rohstoffen für die direkte Nutzung durch den Menschen (etwa Holz als Brennstoff) sowie genetisches Material;

2. Regulierungs- und Erhaltungsleistungen (regulation and maintenance services) sind die Auswirkungen von Prozessen und Organismen, die ihre Umwelt auf eine Art beeinflussen, die sich auf das menschliche Handeln auswirkt, etwa Abbau von Schadstoffen in Luft, Wasser und Boden, Regulation des (Mikro-)Klimas, oder Schutz vor Naturgefahren;
3. Kulturelle Leistungen (cultural services) befriedigen kulturelle oder spirituelle Bedürfnisse von Menschen, wobei es sich um immaterielle und normalerweise nicht konsumierbare Leistungen handelt, etwa die Erholung in der Natur. Auch Existenz- und Vermächtniswerte von Naturgütern werden in dieser Kategorie betrachtet.

Anders als im MEA werden keine unterstützende ÖSL (supporting services), einbezogen, was Doppelzählungen vermeidet und dazu führt, dass nur Leistungen mit direktem Nutzen für die Gesellschaft erhalten sind. Dadurch sowie durch die klare Definition und Trennung der einzelnen Leistungen untereinander wird auch eine Einbeziehung von ÖSL in die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung ermöglicht (Naturkapital Deutschland 2015: S.27). Rein abiotische Ökosystemleistungen, also jene, die keine Interaktion mit lebendigen Organismen aufweisen, zum Beispiel Wind, wurden aus der CICES Gliederung ausgeschlossen. Beim Thema Wasser betrachtet man nicht das Vorhandensein von Nutz- oder Trinkwasser an sich, sondern, inwiefern sich biotische Strukturen auf die verfügbare Wasserqualität und Quantität auswirken (Haines-Young & Potschin 2013: 10).

## 2.3 Zur Bewertung von ÖSL

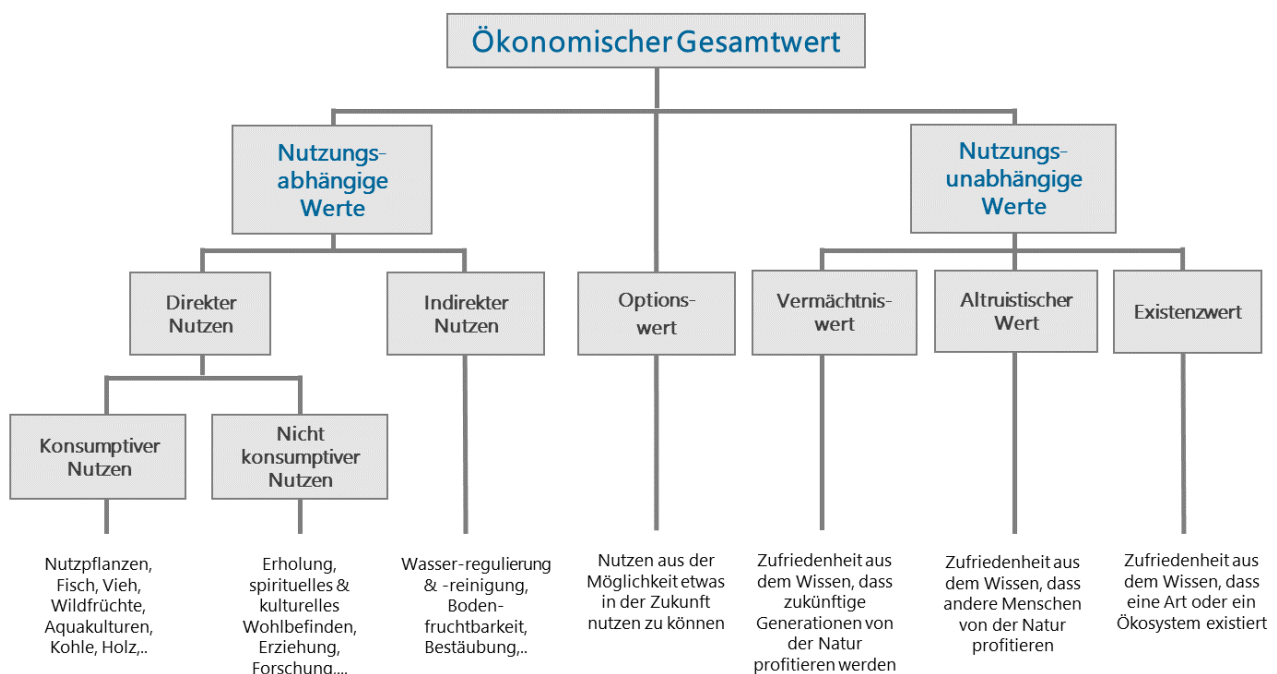
Der „Inwertsetzung“ von Ökosystemleistungen, d.h. der Sichtbarmachung des Wertes von Ökosystemleistungen durch eine entsprechende ökonomische oder i.e.S. monetäre Bewertung kommt zunehmend Bedeutung zu. Durch diese (ökonomische) Bewertung der ÖSL sollen diese in Entscheidungsprozessen über die Art und Intensität der Nutzung von Natur integrierbar werden. Dies geschieht zum einen durch eine qualitative und quantitative (auch räumliche) Beschreibung und Darstellung, durch eine qualitative und/oder multikriterielle bzw. multidimensionale Bewertung (z.B. Indikatoren und deren Ausprägungen bzw. Erfüllung vorgegebener Ziele), sowie über ökonomische und, darin enthalten, monetäre Bewertungsansätze (Schwaiger 2014: 29).

Grundsätzlich entsteht jede Art der Bewertung aus einer anthropozentrischen Perspektive, direkte sowie indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen werden abgebildet. Ökonomisch bewertet wird hierbei nicht das Naturkapital an sich, sondern die Veränderung des Zustandes der Natur (d.h. Veränderung von Stromgrößen), zum Beispiel aufgrund eines Projektes oder Programms, welche wiederum die Zu- bzw. Abnahme von Ökosystemleistungen bewirken (Dietrich et al. 2014: 3). Dabei werden beispielsweise individuelle Präferenzen für den Erhalt bzw. die Veränderung eines Ökosystems erhoben, um zu ermitteln, welchen Betrag Menschen bereit wären, zu zahlen, um eine Verbesserung des Zustands zu bewirken oder eine Verschlechterung abzuwehren (Meyerhoff 1998: 22); m.a.W., der „ökonomische Wert“ von Ökosystemleistungen ergibt sich unter anderem aus dem Ausmaß der Bereitschaft, zugunsten des Schutzes auf die Nutzung anderer Ressourcen (Einkommen, Zeit, andere produktive Ressourcen) zu verzichten (vgl. Getzner, 2019).

Zur Ermittlung des ökonomischen Gesamtwertes der Leistungen eines Ökosystems (Total Economic Value - TEV) werden verschiedene Kategorien der Wertschätzung (Nutzen) betrachtet (siehe *Abbildung 2*). Insbesondere unterscheidet man zwischen nutzungsabhängigen (Gebrauchswerte, use values) und nutzungsunabhängigen Werten (non-use values). In der Regel am einfachsten zu bewerten sind direkt konsumierbare Güter und Leistungen im Sinne eines Gebrauchsnutzens, etwa Nahrungsmittel oder

Holz, da sie mit Produkten verbunden sind, die auf bestehenden Märkten gehandelt werden und deshalb (zumindest implizit) über Marktpreise verfügen, die zur Bewertung von Präferenzen verwendet werden können. Bei nicht-konsumtivem direktem Nutzen wie der Erholung in der Natur kann man bei der Bewertung teilweise auf Eintrittspreise zurückgreifen und ansonsten die Zahlungsbereitschaft der NutzerInnen direkt abfragen oder indirekt ermitteln (z.B. mittels der Erfassung der Reisekosten). Indirekte Nutzen sind zum Beispiel die Bestäubungsleistung von Insekten, die erst indirekt über die befruchteten Pflanzen, etwa zur Nahrungsmittelproduktion, eine Wohlfahrtswirkung besitzen. Der Optionswert (als eine Art „Versicherungsprämie“) bezieht sich auf den zukünftigen Nutzen, der auch oft mit Unsicherheit behaftet ist, zum Beispiel könnte es noch unbekannte Heilpflanzen geben, deren ökonomischer Wert sich erst in der Zukunft ergibt. Bei den nutzungsunabhängigen Werten wird zum Beispiel im Existenzwert auch die Bedeutung von Arten einbezogen, die keine direkte Auswirkung auf das menschliche Wohlbefinden im Sinne eines Gebrauchswerts haben (z.B. Früh et al. 2013: 22f)

Abbildung 2: Nutzungsabhängige und nutzungsunabhängige Wertschätzungen als Elemente des ökonomischen Gesamtwerts von Ökosystemleistungen



Quelle: Eigene Darstellung nach TEEB DE (2016).

Um den Wert einer ÖLS über einen längeren Zeitraum zu ermitteln, bedient man sich der Diskontierung. Bei diesem Verfahren, das auch Abzinsung genannt wird, geht man i.d.R. davon aus, dass ein Nutzen, der in der Zukunft anfällt, aus heutiger Sicht weniger groß ist (weniger Wert hat) als ein heutiger Nutzen gleicher Höhe. Durch die Diskontierung ermittelt man den gegenwärtigen Wert, den sogenannten Barwert, einer zukünftigen Größe (Kosten, Nutzeffekte). In Bezug auf Nutzungsentscheidungen von Ökosystemen ist die Wahl der Diskontierungsrate ein stark diskutiertes und mit Grundsatzdebatten verbundenes Thema. Gowdy et al. (2010) argumentieren für Diskontierungsraten nahe Null, da das von ÖSL beeinflusste menschliche Wohlergehen zukünftiger Generationen nicht geringer bewertet werden

sollte das das heutiger. In Fällen mit hoher Unsicherheit bezüglich kommender Entwicklungen, sowie großer ethischer Verantwortung können auch negative Diskontierungsraten gewählt werden. Als Beispiel dafür wird der Klimawandel oder der Erhalt bzw. Verlust von Biodiversität genannt (Gowdy et al., 2010, S. 278 f.).

Die ökonomische Bewertung von ÖSL stellt zwar einerseits den Anspruch, den Wert von Ökosystemleistungen bzw. deren Veränderung präzise schätzen zu können. Theoretisch und methodisch wurde in den letzten Jahrzehnten eine ausgereifte Bewertungsmethodologie entwickelt. Die konkrete empirische Umsetzung ist andererseits aber nach wie vor mit einer Reihe von Unsicherheiten und Unschärfen verbunden, die die gewünschte Präzision der ermittelten Wertansätze vermindern. Somit werden die ermittelten empirischen Bewertungen in der Praxis immer im Rahmen einer Bandbreite (zumindest einem statistischen Konfidenzintervall) dargestellt. Jedenfalls eignen sich die ermittelten Bewertungen für Nutzen-Kosten-Analysen und für ökonomische Abwägungen im Rahmen von verschiedenen Planungsverfahren und Planungsansätzen, um zu einer effizienteren und – aufgrund der zumeist vorhandenen Datengrundlage auch beurteilbaren – sozial und räumlich gerechteren Entscheidung über räumliche Projekte zu gelangen.

Neben diesem Anspruch der Bedeutung in Planungsverfahren und –entscheidungen dienen ökonomische Bewertungen von Ökosystemleistungen auch dem Ziel, den ‚Wert der Natur‘ leichter begreifbar und kommunizierbar zu machen. Dabei wird notwendigerweise die Komplexität von natürlichen Phänomenen reduziert. Die Entwicklung von Modellen und Kenngrößen zur quantitativen Schätzung der Auswirkungen auf ÖSL spielt dabei eine wichtige Rolle, weil nur wenige Projekte über ausreichend Ressourcen verfügen, um die notwendige naturwissenschaftliche Grundlagenforschung als Basis für die ökonomische Bewertung zu sichern. Zum Beispiel ist eine ÖSL wie das Nährstoffretentionsvermögen abhängig von lokalen Faktoren wie dem Bodentyp, der Vegetation oder der Überflutungshäufigkeit. Zur Bewertung dieser Ökosystemleistung müssten daher die naturwissenschaftlichen (insb. ökologischen) Zusammenhänge gründlich erforscht sein, um entsprechende ökonomische Bewertungen durchzuführen. Häufig stellen ökonomische Bewertungen hinsichtlich der Präzision somit auch einen Kompromiss zwischen der theoretisch optimalen und der praktisch vorhandenen und nutzbaren Datengrundlage dar. Ein einfacherer, allerdings mit einer Reihe weitergehender Probleme behafteter Ansatz ist die Übertragung von Bewertungsergebnissen von einer Studie („Study Site“) zu einer anderen („Policy Site“) durch die Übertragung von empirischen Bewertungsansätzen (sog. Benefit Transfer; siehe dazu Kapitel 2.4.4).

## 2.4 Ökonomische Bewertungsmethoden

Bei der ökonomischen (monetären) Bewertung von Ökosystemleistungen kann man sich einer Vielzahl von Verfahren bedienen. Die Wahl der Bewertungsmethode ist abhängig von der Art der zu bewertenden Ökosystemleistung (ÖSL) und der zugrundeliegenden Fragestellung der Studie sowie dem Projektbudget, Zeitplan und Verfügbarkeit von Daten (Robbins & Daniels 2012: 11). Im Allgemeinen unterscheidet man zwischen drei Arten von Bewertungsmethoden: (1) Marktbewertungsmethoden, (2) Methoden der offenbarten Präferenz (revealed preferences) und (3) Methoden der geäußerten Präferenz (stated preference). Ergänzt werden diese direkten Methoden durch die Sekundärmethode Benefit Transfer (4) (Pascual et al. 2010). Eine umfassende Untersuchung zur Bewertung von ÖSL wird aus einer Kombination unterschiedlicher Methoden bestehen, und sich nicht nur auf ökonomische (monetäre) Größen stützen, sondern Ökosystemleistungen qualitativ, quantitativ und auch in den räumlichen Kontexten (z.B. Verortung, Wirkrichtungen) beschreiben und bewerten.

### 2.4.1 Marktbewertungsmethoden

Marktbewertungsmethoden nehmen Bezug auf existierende Marktpreise. Es gibt preis-, kosten- und produktionsfunktionsbasierte Ansätze:

Bei einer preisbasierten Bewertung bezieht man sich auf aktuelle Preise, die von realen Märkten bestimmt werden. In der Regel sind diese Preise nur für Versorgungsleistungen vorhanden. Sehr gut eignet sich die Methode zum Beispiel zur Bewertung von Holz und anderer Biomasse für die stoffliche und thermische Verwendung (TEEB DE 2016:64); hierbei stellt sich immer die Frage, welcher Aufwand beispielsweise bei nachhaltiger Forstwirtschaft (z.B. Waldbau, Erntekosten) entsteht. Die Abgrenzung zwischen dem Wert der reinen Ökosystemleistungen und dem Aufwand zur Erzielung dieser ist methodisch aufwändig. Schwierigkeiten gibt es bei Gütern, die auf verzerrten, zum Beispiel stark subventionierten Märkten oder Märkten mit wenig oder keiner Konkurrenz angeboten werden (Daily et al. 2000: 395). Ein Beispiel dafür ist Trinkwasser in Österreich, das aufgrund der ökonomischen Eigenschaften von Versorgungssystemen grundsätzlich nicht auf einem freien Markt gehandelt wird.

Es gibt zwei Arten von kostenbasierten Ansätzen: Ersatzkosten oder Schadenskosten. Beide nehmen entweder Bezug darauf, was passieren würde, wenn eine ÖSL nicht mehr wie gewohnt erbracht werden kann oder welche Einsparungspotentiale möglich wären, wenn die ÖSL vermehrt erbracht wird. Kostenbasierte Ansätze kommen insbesondere bei regulierenden ÖSL zum Einsatz. So kann die Hochwasserretentionsleistung einer Au (in m<sup>3</sup>) sowohl über ihren Anteil an der Schadensreduktion (Schutzgüter, die nicht beschädigt werden, weil die Au das Wasser zurückhält), als auch über die Herstellungs- und Erhaltungskosten alternativer Hochwasserschutzanlagen monetarisiert werden. Bereits bei diesem Beispiel wird deutlich, dass der Wert, den die ÖSL am Ende erhält, stärker abhängig von äußeren Faktoren ist als von der tatsächlichen Retentionsleistung. So beträgt in Gebieten, in denen es keine Schutzgüter gibt, die beschädigt werden könnten, der Wert nach dem Schadenskostenansatz null. Beim Ersatzkostenansatz spielt die Wahl der Alternative eine große Rolle, weil die Kosten für einen ständigen Damm, eine Hochwassermauer mit Stekelementen und einer temporären Befestigung durch Sandsäcke, eine sehr unterschiedliche Wertigkeit erzielen (Barbier 2016: 678). Kostenbasierte Ansätze führen zu leicht kommunizierbaren Ergebnissen, die gut in politische Prozesse oder auch weitere ökonomische Bewertungsmethoden, wie etwa die Kosten-Nutzen-Analyse, eingebettet werden können, und sind aufgrund der vorhandenen technischen als auch ökonomischen Parameter robuste Methoden der ökonomischen Bewertung (siehe beispielsweise Getzner et al., 2017, für die Bewertung des Schutzes vor gravitativen Naturgefahren durch die österreichischen Schutzwälder).

Ergänzend gibt es noch produktionsfunktionsbasierte Ansätze, bei dem der Beitrag einer ÖSL zur Bereitstellung einer anderen Leistung oder eines handelbaren Gutes bewertet wird. Die Umwelt wird auf diese Art als Produktionsfaktor betrachtet, zum Beispiel der Wert fruchtbaren Bodens für die Landwirtschaft (Pacual et al. 2010: 17). Diese Bewertungsmethode wird jedoch nicht häufig eingesetzt, auch weil häufig die Modellierung der Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen der ÖSL und der Produktion des Marktgutes bzw. der Dienstleistung nicht in der erforderlichen Präzision vorliegt. Weiters besteht die Gefahr der Doppelzählung (Daily et al. 2000: 395).

### 2.4.2 Methoden der offenbarten Präferenz („revealed preferences“)

Methoden der offenbarten Präferenz (revealed preferences) leiten aus tatsächlicher Nachfrage nach privaten oder öffentlichen Gütern indirekt Wertschätzungen und Präferenzen, somit die Bedeutung der Quantität und Qualität einer ÖSL, in den individuellen Nachfrageentscheidungen ab. Häufig zum Einsatz kommen die Reisekostenmethode sowie die Methode der hedonischen Preise.

Der Reisekostenansatz (travel cost method - TCM) wird überwiegend für die Bestimmung des Erholungswertes verwendet, der zum Beispiel beim Besuch eines Waldes oder einer Auenlandschaft entsteht. Vor Ort werden BesucherInnen nach ihren individuellen Reisedistanzen, den damit verbundenen Transport- und Zeitkosten sowie etwaigen Eintrittskosten befragt (in einfachster Form kann bei Eintrittspunkten die Herkunft (z.B. Postleitzahl) und die Anzahl an Besucher/innen erfasst werden). Der Wert der kulturellen ÖSL wird dann mittels Konsumentenrente erfasst (Schläpfer & Zweifel 2008: 213). Da der pro Erholungsaktivität unterstellte Nutzen in einer positiven Abhängigkeit zur Entfernung zum Gebiet steht (negative Beziehung zwischen Besuchshäufigkeit und Reisekosten), wird die Wertschätzung von Personen mit kürzeren Anreisewegen niedriger eingeschätzt, was jedoch teilweise über eine höhere Besuchshäufigkeit kompensiert wird (Meyerhoff 1988: 26f). Generelle Probleme der Methode sind noch die Ermittlung und Einbeziehung von Substitutions- bzw. Ausweichmöglichkeiten sowie Reisen mit mehreren Zielen (Young 2005: 128f). Die Bewertung der Reisezeit und der Reisekosten sowie von Veränderungen der Qualität des öffentlichen Gutes am Zielort stellt die an sich relativ einfache und robuste Bewertungsmethode vor methodische Herausforderungen.

Der hedonische Preisansatz (hedonic pricing method - HPM) bestimmt die Nachfrage nach einem Umweltattribut, das über gehandelte Güter, meist Immobilien oder Grundstücke, offenbart wird. Man nimmt an, dass die Qualität und damit der Preis eines Marktgutes eine Funktion seiner Charakteristika ist und dass jede dieser Eigenschaften einen impliziten Preis besitzt. Neben Faktoren wie der Wohnungsgröße, der Ausstattung, Lage und Versorgung gibt es auch die Umwelt betreffende Attribute, etwa die Nähe zu einem Wald oder Lärm- und Luftschadstoffimmissionen (Hanusch et al 2011: 86). Der Einfluss dieser Umweltgrößen auf den Preis (Miete, Kaufpreis) wird im Rahmen einer Regressionsanalyse (hedonische Preisfunktion) identifiziert und quantifiziert. Grundlagen sind umfangreiche Daten über den betreffenden Immobilienmarkt (Hansjürgen 2011: 12). Auch ist es möglich, bei einer Veränderung des Attributs die Differenz zum Ursprungspreis zu betrachten, die der marginalen Zahlungsbereitschaft für (marginale) Veränderungen des Attribut entspricht (Young 2005: 129f). So könnte man etwa die Auswirkungen der Reduktion des Überflutungsrisikos auf Grundstückspreis untersuchen (Geyler et al. 2018: 89). Bei der HPM hat man eine hohe Datenabhängigkeit, diese müssen möglichst alle Charakteristika, die auf den Preis der Immobilie oder des Grundstücks wirken, abbilden. Die Datenbeschaffung kann herausfordernd sein, wird allerdings mit fortschreitender technischer Entwicklung und der Digitalisierung vieler immobilienbezogener Daten (Kaufpreissammlungen, digitalisiertes Grundbuch, Scrapping von Daten aus Immobilienplattformen, räumliche Daten) häufig einfacher. Abgesehen davon ist zu beachten, dass es zu Problemen kommt, wenn einzelne Attribute nicht einbezogen werden (können) oder Multikollinearität besteht (Young 2005: 132). Abgesehen von der Frage der Datenverfügbarkeit und allfälligen statistisch-methodischen Aspekten ist die Methode eine ebenfalls robuste und aussagekräftige Methode zur Bewertung von Umweltveränderungen aus Sicht privater Haushalte.

### **2.4.3 Methoden geäußerter Präferenz („stated preferences“)**

Methoden der geäußerten Präferenz (stated preference) kommen bei Ökosystemleistungen (ÖSL) bzw. deren Eigenschaften zum Einsatz, die nicht auf Märkten gehandelt werden. Sie basieren hauptsächlich auf Befragungen oder Feld-/Laborexperimenten, bei denen eine Zahlungsbereitschaft für eine (geplante) Umweltveränderung erhoben wird, um die von den Befragten in der hypothetischen Entscheidungssituation gemachten Trade-offs zwischen dem Verzicht (oder Gewinn) an Einkommen (bzw. anderen Ressourcen wie Zeit oder Konsumgüter) und der Veränderung der Umweltqualität zu beurteilen (Hansjürgens 2011: 14). Man unterscheidet zwischen der kontingenten Bewertungsmethode (contingent valuation method – CVM) und Wahlexperimenten (choice experiments – CE).

Der Unterschied zwischen der CVM und dem CE liegt in den Auswahlmöglichkeiten der Befragten. Während man bei der CVM für eine ÖSL die Wahl zwischen verschiedenen Zahlungsbereitschaften für eine (sehr) begrenzte Anzahl an Alternativen hat, teilweise auch frei einen Wert angeben kann, werden einem beim CE unterschiedliche Szenarien (Programme) vorgelegt, die mittels verschiedener Attribute (Eigenschaften) beschrieben und somit miteinander vergleichbar gemacht, und mit einem Preis verknüpft werden (Young 2005: 134).

Am Beispiel der Donauauen östlich von Wien bewerteten Bliem & Getzner (2012) die Verbesserung der Biodiversität durch verschiedene Projekte der Gewässervernetzung mittels CVM. Ein Beispiel für Wahlexperimente ist eine weitere Studie aus den Donauauen, bei der unterschiedliche Kombinationen aus Überflutungshäufigkeiten, Wasserqualität und dem Anstieg der Wasserrechnung abgefragt wurden (Bliem et al., 2012). Aus den Einzelentscheidungen, in denen die Zielkonflikte und Abwägungen (in einem statistisch-ökonomischen Modell sichtbar werden), ergeben sich implizite Zahlungsbereitschaften beispielsweise für die Verbesserung der chemischen Wasserqualität oder die Verringerung der Überflutungshäufigkeit.

Da beide Methoden sich auf standardisierte Umfragen stützen, kommt es zu den üblichen Problemen, wie dem Erreichen einer repräsentativen Stichprobe der (Gebiets-) Bevölkerung sowie hohen Kosten der Befragung. Darüber hinaus sind Verfahren der geäußerten Präferenzen mit einer Vielzahl von Verzerrungen konfrontiert, die durch die Berücksichtigung einer Reihe von Best-practice-Empfehlungen (zuletzt z.B. Johnston et al., 2017) häufig nicht zur Gänze ausgeschlossen werden können. Die abgefragte ÖSL muss genau definiert werden, um ein gemeinsames Verständnis des zu bewertenden Sachverhalts zu erzeugen. Ein großes Problem bei den Methoden der geäußerten Präferenz ist auch strategisches Falschbeantworten. So geben die Befragten zu hohe Werte an, um besser da zu stehen oder zu niedrige aus Angst vor zukünftigen Zahlungen (Young 2005: 136ff).

Es gibt jedoch Schwierigkeiten bei der Konstruktion hypothetischer Märkte. Die Methoden der geäußerten Präferenzen sind die am häufigsten kritisierten Bewertungsmethoden, da manche Kritiker/innen darauf verweisen, dass es oft unklar sein kann, was genau Menschen bewerten (eine Dienstleistung, alle Dienstleistungen etc.), und ob sie strategisch geantwortet haben.

#### **2.4.4 Übertragung von Wertansätzen („benefit transfer“)**

Neben den genannten Methoden zur Erhebung von Primärdaten der Bewertung gibt es auch noch Sekundärmethoden, insbesondere die Übertragung von Wertschätzungen (Nutzen) zwischen zwei Regionen oder Projekten (benefit transfer). Hierbei bedient man sich der Bewertungen von ÖSL, die bereits in anderen Studien erhoben wurden, und setzt sie in anderen Kontext, wobei oft die zugrundeliegenden Bewertungsparameter aktualisiert und angepasst werden. Dies ermöglicht eine schnelle Ermittlung von monetären Werten für alle Arten von Ökosystemleistungen, weshalb die Methode besonders häufig in Studien eingesetzt wird, bei denen eine Vielzahl von verschiedenen Leistungen betrachtet werden (Johnston et al. 2018: 178f). Benefit Transfer muss mit Vorsicht angewendet werden, da sich alle Primärstudien auf bestimmte Räume, Bevölkerung, Zeit, Ausstattung mit Umweltgütern und politische Hintergründe etc. beziehen. In diesem Sinne sind alle Bewertungsansätze kontextabhängig und daher nicht ohne Weiteres übertragbar. Um den Fehler bei der Übertragung zu minimieren, sollte der Hintergrund der Ausgangsstudie möglichst ähnlich mit dem Hintergrund der neuen Untersuchung sein (Pummer 2009: 41)



### 2.4.5 Zusammenfassung der Bewertungsmethoden

Wie bereits ausgeführt ist die Wahl der Bewertungsmethode abhängig von der Art des zu erhebenden Nutzens. Die folgende *Tabelle 1* gibt einen Überblick über die möglichen Methoden je nach Art der Werte von ÖSL.

*Tabelle 1: Hauptsächliche Anwendungsbereiche von ausgewählten ökonomischen Bewertungsmethoden nach Ökosystemleistungen*

| Ausgewählte ökonomische Bewertungsmethoden | Nutzungsabhängige Werte |          | Nutzungsunabhängige Werte |
|--|-------------------------|----------|---------------------------|
|  | direkt                  | indirekt |                           |
| Marktpreise                                | x                       |          |                           |
| Schadenskosten                             |                         | x        |                           |
| Ersatzkosten                               |                         | x        |                           |
| Reisekosten-Methode                        | x                       |          |                           |
| Hedonische Preise                          | x                       |          |                           |
| Kontingente Befragung (CVM)                | x                       | x        | x                         |
| Wahlexperimente                            | x                       | x        | x                         |
| Benefit Transfer                           | x                       | x        | x                         |

Quelle: Eigene Zusammenstellung, 2019.

*Tabelle 2* gibt einen Überblick über die Stärken und Schwächen der vorgestellten Bewertungsmethoden sowie jeweils ein Beispiel für ihre Einsetzbarkeit.

*Tabelle 2: Stärken und Schwächen ökonomischer Bewertungsmethoden von Ökosystemleistungen*

|                                  | Methode             | Stärken  | Schwächen   | Beispiel                                |
|----------------------------------|---------------------|--|---|---|
| Markt und Kostenbasierte Ansätze | Marktpreise (MP)    | Gibt einen klaren Wert (Marktpreis) für marktgeeignete ÖSL wieder.   | Es müssen echte Märkte für Güter bestehen. Der Wert eines Gutes ist abhängig von Angebot und Nachfrage; in vielen Fällen wird nicht der Wohlfahrtseffekt (Konsumentenrente) berücksichtigt. | land- und forstwirtschaftliche Produkte |
|                                  | Schadenskosten (SK) | Zeigt deutlich den Nutzen einer ÖSL für die ansässige Bevölkerung. Gut in Entscheidungsprozesse einzubeziehen. | Der Wert einer ÖSL ist immer abhängig von den vorhandenen Schutzgütern innerhalb des Wirkungsbereichs.  | Hochwasser- oder Erosionsschutz         |

Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite

Fortsetzung Tabelle 2

|                          | Methode  | Stärken   | Schwächen   | Beispiel   |
|--------------------------|--|---|---|--|
| Markt / Kostenb. Ansätze | Ersatzkosten (EK)                              | Bieten einen transparenten Vergleich zwischen der Leistung eines Ökosystems zu einer technischen Ersatzvornahme für ein gegebenes Problem. Gut in Entscheidungsprozesse einzubeziehen.  | Teilweise sehr unterschiedliche Kosten für unterschiedliche Alternativen.   | Nährstoffretention von Auen anhand Wasserreinigungskosten                                |
| offenbarte Präferenz     | Reisekosten Methode (Travel Cost Method - TCM) | Beobachtet tatsächliches KonsumentInnenverhalten. Da reale Reisekosten erhoben werden, ist das Risiko von taktischem Falschantworten gering. Eine Differenzierung von Personengruppen ist möglich.  | Reisen mit mehreren Zielen sind schlecht abzubilden. Kürzere Strecken und weniger teure Fortbewegungsarten werden unterschätzt. Benötigt eine gewisse Strichprobengröße.  | Erholungsnutzung eines Waldes oder einer Flusslandschaft.                                |
|                          | Hedonische Preise (HPM)                        | Ermöglicht die Beobachtung von tatsächlichem KonsumentInnenverhalten im Bezug auf ein Umweltattribut. In manchen Fällen kann man auf bereits existierende Daten zurückgreifen.  | Es braucht einen guten Überblick über beeinflussende Variablen, Datenverfügbarkeit kann ein Problem darstellen genauso wie Multikollinearität.  | Nähe zu einem See oder Wald, gute Luftqualität   |
| geäußerte Präferenz      | Kontingente Befragung (CVM)                    | Ermöglicht eine Bewertung von nicht marktgehandelten sowie nicht nutzenbezogenen Gütern. Eine Differenzierung von Personengruppen ist möglich. Bei Wahlexperimenten kann man ÖSL gekoppelt bewerten lassen. Beides sind sehr flexible Instrumente, die auch noch nicht vorhandene Umweltveränderungen erfassen und bewerten können. | Es kann zu bewussten Falschantworten kommen, z.B. taktisches Verhalten aus Sorge vor tatsächlichen Zahlungen oder um sich besser darzustellen. Eine ausreichenden Stichprobengröße mit geeigneter Zusammensetzung der ProbandInnen muss erreicht werden. Teilweise beeinflusst mangelndes Wissen der Befragten bzw. eine unklare Definition des Sachverhalts ihre Angabe. | Bedeutung einer Spezies, verbesserte Wasserqualität                                      |
|                          | Wahlexperimente (Choice Experiment - CE)       |   |   | Kombiniertes Entwicklungsszenario für ein Flussgebiet (etwa Biodiversität und Erholung)  |
|                          | Benefit Transfer (BT)                          | Eine kosten- und zeiteffiziente Methode die sich für die Bewertung aller Arten von ÖSL eignet.  | Bei der Übertragung von Werten muss auf den Hintergrund der Ausgangsstudie geachtet werden. Eine möglichst passende Studie muss gefunden werden, ansonsten werden Werte aus sehr unterschiedlichen Kontexten herangezogen.  | Übertragung der Zahlungsbereitschaft für Biodiversität, von einer Au zu einer anderen Au |

Quelle: Eigene Zusammenstellung, 2019.

### 3. Integrativer Hochwasserschutz mit Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepten

#### 3.1 Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzept (GE-RM)

Ein Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzept (GE-RM), ist, wie vom Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (ehem. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) definiert, eine „zeitlich, sachlich und räumlich übergeordnete flussraumbezogene Fachplanung, mit deren Hilfe die Planungen und Aktivitäten im Flussraum, insbesondere die Maßnahmen des Hochwasserrisikomanagements mit den fachlich notwendigen und möglichen Maßnahmen für die Zielerreichung nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie abgestimmt und vernetzt werden können“ (BMNT, 2016: 6).

Rechtlich gesehen sind GE-RM Instrumente der übergeordneten schutzwasserwirtschaftlichen Planung. Projekte müssen diesem Rahmen untergeordnet werden, für die Zukunft ist angedacht auch die Förderung von Schutzmaßnahmen nach dem Wasserbautenförderungsgesetz daran zu binden (BMNT, 2016: 5).

Die Betrachtungsebene ist hierbei das Flusseinzugsgebiet, in dem sektorübergreifend und unter Einbindung aller relevanten Interessengruppen geplant wird. Insbesondere geht es um die akkordierte Erfüllung der Wasserrahmen- und Hochwasserrichtlinie durch die Abstimmung von Maßnahmen im Einzugsgebiet. Ein Fokus wird beim GE-RM auf die ökologische Ausrichtung des Hochwasserschutzes gelegt wobei das jedoch nicht bedeutet, dass technische Hochwasserschutzmaßnahmen nicht mehr zum Einsatz kommen können (Weichsel-Goby et al. 2018: 11; BMNT 2016: 6).

Wie im Leitfaden für Gewässerentwicklungs- und Risikomanagement-Konzepte festgehalten wird, gliedert sich ein GE-RM zeitlich in vier Bearbeitungsschritte: (1) Vorstudie, (2) Bestandsaufnahmen, (3) Zieldefinitionen (Entwicklungsziele / integratives Leitbild) und (4) Maßnahmenkonzept. Fachlich wird in jeder Phase auf vier Themen eingegangen: die sektoralen Anforderungen Hochwasserrisikomanagement (RM), Gewässerentwicklung / Gewässerökologie (GE) und Planungsrahmenbedingungen sowie die organisatorische Komponente der Projektkoordination, Information und Beteiligung. Der Ablauf des GE-RMs wird in Module gegliedert, die den Prozess effizienter gestalten sollen. (BMNT 2016: 8f).

#### 3.2. Integrativer und ökologischer Hochwasserschutz

Bei einem Hochwasser liegt der Wasserstand eines Gewässers deutlich über dem Pegelstand des durchschnittlichen Abflusses, dies geschieht etwa durch die Schneeschmelze im Frühjahr oder kräftige Regenfälle über einen längeren Zeitraum (BMVIT 2019). Hochwasser gehören zum natürlichen Geschehen einer Flusslandschaft. Durch die Begradigung und Regulierung von Flussläufen und die Urbarmachung und Bebauung natürlicher Retentionsflächen wie Auen nahm historisch betrachtet die Fläche, in der sich Hochwasser ausbreiten können, ab, und das Schadenspotential zu (UBA 2011: 9).

Zum Schutz von Siedlungen und anderen Schutzgütern in überflutungsgefährdeten Gebieten wird häufig auf technischen Hochwasserschutzmaßnahmen, wie die Errichtung von Hochwasserschutzmauern und –dämmen, Rückhaltebecken und Flutpoldern oder dem Einsatz von mobilen Hochwasserschutzelementen, zurückgegriffen. Diese Maßnahmen reduzieren zwar lokal das Risiko von Schäden, engen den Fluss jedoch weiter ein, was flussabwärts zu einer höheren Fließgeschwindigkeit und höheren Flutwelle beiträgt und das Überflutungsrisikos im Unterlauf erhöhen kann (BMNT 2017a: 29f).

Starke Hochwasserereignisse mit hohen Schäden, wie zum Beispiel jene von 2003 und 2013 an der Donau, die hohe Schäden verursachten, machen deutlich, dass rein technische Lösungen allein keinen ausreichenden Hochwasserschutz bieten können. Insbesondere vor dem Hintergrund des Klimawandels steigt die Bedeutung von integrativem Hochwasserschutzmanagement, das verstärkt vorsorgende und ökologische Maßnahmen einbezieht (Niedermair 2006). Zudem wird zunehmend die Bedeutung von naturnahen Flusslandschaften und Flüssen mit gutem ökologischen und chemischem Zustand erkannt. Diese Zielsetzungen sind in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie seit einigen Jahren bereits verbindlich festgeschrieben.

Um das Schadensrisiko und auch -potential zu reduzieren, spielen auch Monitoring- und Frühwarnsysteme, Risikokommunikation und Öffentlichkeitsarbeit, genauso wie Flächennutzungsbeschränkungen, etwa Bauverbote, beim integrativen Hochwasserschutz eine wichtige Rolle. Weiters wird, wie bereits erwähnt, auch der Einsatz von technischen Hochwasserschutzmaßnahmen nicht ausgeschlossen. Eine Übersicht sowie Klassifizierung der in GE-RM Konzepten eingesetzten Maßnahmen findet sich im Anhang des GE-RM Leitfadens (BMNT 2016). Im Rahmen dieser Studie wird der Fokus jedoch auf die ökologisch wirksamen Maßnahmen gelegt.

Ökologischer Hochwasserschutz hat das Ziel, das natürliche Gleichgewicht von Fließgewässern wiederherzustellen bzw. Gewässer naturnäher zu gestalten, und dabei hochwasserrelevante Parameter wie die Wasserrückhaltekapazität oder die Abflussspitzen positiv zu beeinflussen (BMNT 2017b: 72ff; Baumgarten et al. 2011: 22f). Insbesondere geht es darum, dem Fluss wieder mehr Raum zu geben, damit sich das Wasser im Fall eines erhöhten Pegelstands in die Breite ausbreiten kann. Neben der Schaffung von Überflutungsräumen wirkt sich auch die Renaturierung von Fließgewässern positiv auf die Gewässerökologie aus. Im Rahmen dieses Projektes werden ökologisch wirksame Hochwasserschutzmaßnahmen wie folgt zusammengefasst:

**1. Hochwasserrückhaltmaßnahmen:**

- a) Sicherung/ Vernetzung/ Dynamisierung von Gewässerrandzonen sowohl von Auen, als auch von natürlichen Überflutungsflächen;
- b) Neuschaffung von Überschwemmungsflächen und/oder Retentionsräumen, durch Nutzungsänderung.

**2. Gewässermorphologische Maßnahmen:**

- a) Strukturverbesserungen des bestehenden Abflussprofils, etwa durch Sohl- oder Uferstrukturierung sowie die Pflege und Anlage von Randstreifen;
- b) Annäherung an den ursprünglichen morphologischen Flusstyp durch u. a.: Laufverlängerung, Gewässeraufweitung und/oder die Anbindung bzw. Schaffung von Nebengewässern und/oder Altarmen;
- c) longitudinale Maßnahmen im Sinne der Verbesserung der Durchgängigkeit u.a. durch den Um- oder Rückbau von Querbauwerken, Herstellung des Sedimentkontinuums, Geschiebemanagement.

**3. Maßnahmen im Einzugsgebiet:**

- a) Vernetzung mit Zubringern durch Anbindung der Mündungen und morphologische Strukturverbesserung zur Dämpfung von Abflussspitzen;
- b) Umstellung der Flächenbewirtschaftung im Gewässereinzugsgebiet, z.B. Umstellung auf bodenschonende und erosionsreduzierende (landwirtschaftliche) Bewirtschaftung, Aufforstung, Oberflächenentsiegelung u.a.

Anzumerken ist, dass trotz dieser hier zusammengefassten Einteilung eine klare Trennung der Maßnahmen nicht möglich ist, da sie sich teilweise überlappen und selten nur eine der Maßnahmen in einem Flussgebiet implementiert wird, sondern üblicherweise eine Kombination von Maßnahmen angestrebt wird.

## 4. Ökosystemleistungen von integrativen Hochwasserschutzmaßnahmen

Auf Basis einer Reihe von Klassifikationen sowie verschiedener Gespräche und Workshops mit Expert/inn/en des Gewässerschutzes wurden im Rahmen dieser Studie zur weiteren Bearbeitung 12 Ökosystemleistungen (ÖSL) ausgewählt. Die Auswahl entstand durch das Verschneiden aller ÖSL der CICES Klassifizierung mit den zu betrachtende Hochwasserschutzmaßnahmen (die Relevanzmatrix findet sich dazu im Anhang).

Tabelle 3 beschreibt die für die vorliegende Untersuchung auf Basis ihrer Relevanz ausgewählten 12 ÖSL sowie jeweils ausgewählte Indikatoren zur Beschreibung und Quantifizierung, und zeigt auf, wie bei der Bewertung dieser Leistungen vorgegangen werden kann. In der letzten Spalte werden geeignete ökonomische Bewertungsmethoden aufgezeigt. Die Auswahl basiert auf den Ergebnissen von Metastudien zur Bewertung wasserbezogener ÖSL (Reynaud 2015; Woodward & Wui 2000; Ghermandi et al. 2008; Brander, Florax, Vermaat 2011) sowie eigener fachlicher Einschätzungen.

Tabelle 3: Übersicht über die betrachteten ÖSL und geeignete ökonomische Bewertungsmethoden

\*Abkürzungen der Bewertungsmethoden: Choice Experiment (CE), Kontingente Befragung (CVM), Ersatzkosten (EK), Hedonischer Preisansatz (HPM), Marktpreise (MP), Produktionsfunktion (PF), Schadenskosten (SK), Reisekostenmethode (TCM)

### Kulturelle Leistungen

| Klasse                                 | Beschreibung  | Beispiel   | Ausgewählte Indikatoren  | Bewertungsobjekt oder Proxy   | Methoden*               |
|--|---|--|--|---|-------------------------|
| Freizeit und Erholung                  | Eigenschaften des Ökosystems, die aktive und passive Interaktion ermöglichen  | Auwald geeignet für Spaziergänge oder Naturbeobachtungen | Anzahl der BesucherInnen/ NutzerInnen pro Jahr, Entfernung und Besuchshäufigkeit | Zahlungsbereitschaft für Nutzung der Landschaft, Eintrittspreise, Reisekosten | CVM/ CE, TCM, (HPM, MP) |
| Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe | Eigenschaften des Ökosystems die ästhetischen Wert haben oder eine Bedeutung als Natur- oder Kulturerbe besitzen        | Mäanderförmiger Flussverlauf, Kiesbänke                  | Veränderungen der Landschaft, Wahrnehmung von Landschaftstypen                   | Zahlungsbereitschaft für den Erhalt der Landschaft, Eintrittspreise           | CVM/ CE, TCM, (HPM, MP) |
| Existenz-, Options- & Vermächtniswert  | Eigenschaften des Ökosystems, die Menschen für spätere Generationen erhalten möchten                                    | Gefährdete Tier- und Pflanzenarten, seltene Habitats     | Ausmaß der Wertschätzung für die Existenz von Arten, Ausmaß des Artenschutzes    | Zahlungsbereitschaft für den Erhalt der Landschaft oder einzelner Arten       | CVM/ CE (TCM)           |
| Biodiversität & Habitatsbereitstellung | Eigenschaften des Ökosystems, die zum Erhalt von Arten beitragen, indem sie insbesondere einen Wert für Jungtiere haben | Stehende Gewässer, etwa Seitenarme, als Laichgebiete     | Vorkommen von Beständen; qualitative Bewertung der Lebensraumeignung             | Zahlungsbereitschaft für den Erhalt einzelner Arten                           | CVM/ CE, (TCM, MP, EK)  |

Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite

Fortsetzung Tabelle 3

### Regulierungs- und Erhaltungsleistungen

| Klasse                                      | Beschreibung  | Beispiel  | Ausgewählte Indikatoren  | Bewertungsobjekt oder Proxy  | Methoden                    |
|---|---|---|--|--|-----------------------------|
| Hochwasserregulierung                       | Biotische und abiotische Elemente des Ökosystems, die auf das Ausmaß und die Auswirkungen von Hochwasserereignissen wirken.               | Auen zur Ausbreitung und Versickerung von Wasser, morphologische Flusseigenschaften, die auf die Geschwindigkeit der Flutwelle wirken | Rückhaltekapazität, Wassergeschwindigkeit  | Ersatzkosten für technischen Hochwasserschutz, entgangene Schadenskosten, Zahlungsbereitschaft | EK, MP, CVM/CE, HPM, SK, PF |
| Erosionskontrolle & Sedimentregulierung     | Biotische und abiotische Elemente des Ökosystems, die den Boden stabilisieren oder das natürliche Sedimentmanagement in Gewässern fördern | Gewässermorphologie, die das Sedimentgeschiebe beeinflusst  | Menge an transportiertem Sedimenten  | Ersatzkosten zum Beispiel für Ausbaggerungen des Flussbetts                                    | SK, EK, PF                  |
| Beeinflussung der chemischen Wasserqualität | Elemente des Ökosystems, die zu einem guten chemischen Wasserzustand beitragen, insbesondere durch Nährstoffrückhalt                      | Rückhalt von Stickstoff und Phosphor in Auwäldern, Abbau von Schadstoffen durch Mikroorganismen                                       | Rückhaltekapazität (z.B. Au) P bzw. N kg/ha, Sauerstoffgehalt des Wassers                    | Ersatzkosten für technische Wasserreinigung  | EK, CVM/CE, SK, PF          |
| Speicherung von Kohlenstoff                 | Eignung des Ökosystems, die Treibhausgase CO <sub>2</sub> zu speichern  | Speicherung von Kohlenstoff in Vegetation und (Au-)Böden  | Menge an gespeichertem Kohlenstoff (kg CO <sub>2</sub> /ha/Jahr)                             | Marktpreise für CO <sub>2</sub>  | CVM/CE, MP, SK, EK          |
| Mikroklimaregulation                        | Eignung des Ökosystems, das Mikroklima zu beeinflussen (Temperatur, Feuchtigkeit, Ventilation und Transpiration)                          | Beschattung und Kondensationseffekte von Bäumen, kühlende Wirkung von Fließgewässern  | Temperatur (°C), Luftfeuchtigkeit (%), Wind (km/h); Gesundheitswirkungen urbaner Hitzeinseln | Ersatzkosten für technische Mikroklima-beeinflussung etwa durch Klimaanlageanlagen             | SK, MP, EK, PF              |

### Versorgungsleistungen

| Klasse   | Beschreibung  | Beispiel  | Ausgewählte Indikatoren       | Bewertungsobjekt oder Proxy                  | Methoden      |
|--|---|---|-------------------------------|--|---------------|
| Kulturpflanzen und Nutztiere mit Ernährungszweck | Eigenschaften des Ökosystems, welche die Produktion von Nutzpflanzen und Nutztieren ermöglichen                         | Fruchtbare Böden für Kulturpflanzen                           | Ertragspotential (kg/ha/Jahr) | Marktpreise für landwirtschaftliche Produkte | MP, EK        |
| Biomasse   | Eigenschaften des Ökosystems, welche die Produktion von Biomasse zur stofflichen oder energetischen Nutzung ermöglichen | Fruchtbare Böden für Waldbestände                             | Ertragspotential (kg/ha/Jahr) | Marktpreise für Holz und andere Biomasse     | MP, EK, PF    |
| Wildtiere  | Eigenschaften des Ökosystems, die das Vorhandensein von (nutzbaren) Wildtieren ermöglicht                               | Gewässer, die Lebensraum für Fische bieten, Auwälder für Wild | kg/ha/Jahr                    | Marktpreise für Wild und Fisch               | MP, PF, (TCM) |

Quelle: Eigene Zusammenstellung, 2019.

Tabelle 4: Mögliche Wirkungen integrativer Hochwasserschutzmaßnahmen auf die verschiedenen relevanten Ökosystemleistungen

|   | Hochwasserrückhalte-<br>maßnahmen              |                                | Gewässermorphologische<br>Maßnahmen                    |  |                            | Maßnahmen<br>im Einzugsgebiet |   |
|---|--|--------------------------------|--|--|----------------------------|-------------------------------|---|
|   | bestehende<br>Auen /<br>Retentionsflä-<br>chen | Neue<br>Retentionsflä-<br>chen | Strukturver-<br>besserungen<br>des Abfluss-<br>profils | Annäherung<br>an die ur-<br>sprüngliche<br>Morphologie | longitudinale<br>Maßnahmen | Vernetzung<br>Zubringer       | Flächen-<br>Bewirt-<br>schaftungs-<br>maßnahmen |
| Freizeit und Erholung   | ↗<br>↗   | ↗                              | ↗<br>↗   | ↗<br>↗   | ~                          | ↗                             | ↗   |
| Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe                                | ↗<br>↗   | ↗                              | ↗<br>↗   | ↗<br>↗   | ↗<br>↗                     | ↗                             | ↗   |
| Existenz-, Options- und Vermächtniswert                               | ↗<br>↗   | ↗                              | ↗  | ↗  | ↗                          | ↗                             | ↗<br>↗  |
| Bereitstellung von Habitaten und Verbesserung der natürlichen Dynamik | ↗<br>↗   | ↗<br>↗                         | ↗<br>↗   | ↗<br>↗   | ↗<br>↗                     | ↗<br>↗                        | ↗<br>↗  |
| Hochwasserregulierung   | ↗  | ↗<br>↗                         | ↗  | ↗<br>↗   | ↗                          | ↗                             | ↗   |
| Erosionskontrolle & Sedimentregulierung                               | ↗  | ↗<br>↗                         | ↗  | ↗  | ↗<br>↗                     | ↗                             | ↗<br>↗  |
| Beeinflussung der chemischen Wasserqualität                           | ↗  | ↗                              | ↗  | ↗  | ↗<br>↗                     | ~                             | ↗   |
| Treibhausgas Fixierung  | o  | ↗<br>↗                         | ↗  | o  | o                          | o                             | ↗<br>↗  |
| Mikroklima-regulation   | o  | ↗                              | ↗<br>↗   | ↗  | o                          | o                             | ↗   |
| Kulturpflanzen und Nutztiere mit Ernährungszweck                      | o  | ↘<br>↘                         | o  | ↘  | o                          | o                             | ~   |
| Biomasse (insbesondere Holz)  | o  | ↘                              | o  | ↘  | o                          | o                             | ↗   |
| Wildtiere (insbesondere Fische)                                       | ↗  | ↗                              | ↗<br>↗   | ↗<br>↗   | ↗<br>↗                     | ↗<br>↗                        | ↗   |

- ↗↗ klar positive Wirkung
- ↗ voraussichtlich positive Wirkung
- ~ Wirkung sehr stark von der Umsetzung abhängig
- o nicht relevant bzw. keine Wirkung erwartet
- ↘ voraussichtlich negative Wirkung
- ↘↘ klar negative Wirkung

Quelle: Eigene Konzeption und Zusammenstellung, 2019.

Tabelle 4 zeigt eine Beeinflussungsmatrix der betrachteten ÖSL und integrativer Hochwasserschutzmaßnahmen wobei als Vergleich der Einsatz von technischen Hochwasserschutzmaßnahmen herangezogen wird. Wie erkennbar, ist die Richtung der Wirkungen der integrativen Hochwasserschutzmaßnahmen auf ÖSL im Sinne des möglichen Wohlfahrtsgewinns auf Basis ökologischer Verbesserungen überwiegend positiv. Besonders bei den kulturellen Werten ist von einer Verbesserung auszugehen. Mögliche negative Effekte entstehen jedoch für die GrundbesitzerInnen und LandnutzerInnen der an Gewässer angrenzenden Grundstücke, da die Schaffung neuer Retentionsflächen sowie die flussbaulichen Maßnahmen zur Veränderungen der Flussmorphologie mit einem höheren Flächenbedarf verbunden sind. Die benötigten Flächen werden im Rahmen der integrativen Maßnahmen abgelöst.

Bei der Bewertung handelt sich um eine fachliche Einschätzung, basierend auf ExpertInneneinschätzungen und vorliegenden Literaturquellen. Bei der Darstellung geht es nicht darum, eine allgemein gültige Aussage zu treffen, sondern es soll vielmehr die Vielfalt der Beeinflussungen sowie deren erwartete Richtung aufgezeigt werden. Je nach Standort, Ausmaß und Durchführung der Maßnahme kann die Wirkung auf die ÖSL durchaus stärker oder schwächer sein.

Einzelne Effekte, hier mit einer ‚Welle‘ gekennzeichnet, sind so stark von der Umsetzung abhängig, dass eine Richtungseinschätzung nicht möglich ist. Als Beispiel kann die Entfernung von Querungsbauwerken als longitudinale Maßnahme auch negativ auf die Freizeitqualität wirken, wenn es keine Brücken gibt, die eine Überquerung ermöglichen. Ein anderes Beispiel ist die Umstellung auf bodenschonendere Landwirtschaft. Ob es dabei zu einer Reduktion landwirtschaftlicher Einkünfte kommt, ist von den individuellen Produktionsprogrammen abhängig.



## 5. Ausgewählte internationale Beispiele zu den Ökosystemleistungen von Hochwasserschutzmaßnahmen

### 5.1 Vorbemerkung

Nur selten haben sich in der Vergangenheit ökonomische Untersuchungen mit Schwerpunkt auf monetäre Bewertungen mit der konkreten Beeinflussung von Ökosystemleistungen durch Hochwasserschutzmaßnahmen beschäftigt. Dies ist insofern bemerkenswert, als derartige Untersuchungen die vielfältigen Wirkungen von integrativen und ökologischen Hochwasserschutzmaßnahmen und –Konzepten aufzeigen könnten. Aktuell kann man jedoch eine Zunahme solcher Projekte in Europa erkennen. In den folgenden Kapiteln wird eine Auswahl an spezifischen Untersuchungen vorgestellt, die sich mit der ökonomischen Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen befassen.

Die beiden ersten Beispiele aus England (5.2) und Dänemark (5.3) zeigen, wie eine umfassende Bewertung vieler ÖSL eingesetzt werden kann um die Auswirkungen eines Projektes auf unterschiedliche Bereiche zu verdeutlichen. Weiteres ermöglicht die Monetarisierung der Effekte eine Gegenüberstellung mit den getätigten Ausgaben, und somit die Ermittlung eines Nettonutzens im Sinne der ökonomischen Effizienz. Ähnlich ließen sich auch österreichische Projekte an Flüssen bewerten. Interessant an den beiden Beispielen ist auch der Anlass, aus dem sie entstanden sind. Durch das Bewerten der Effekte werden im Nachhinein die Ausgaben des Hochwasserschutzes bzw. der Renaturierung argumentiert. Die in Geldeinheiten ausgedrückten Verbesserungen in den ÖSL unterstreichen dabei die Sinnhaftigkeit der Projekte.

In Deutschland wurden über das Förderprogramm „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, 15 Verbundprojekte finanziert. Ökosystemdienstleistungen wurden als ein Querschnittsthema vieler Projekte definiert. Im Zusammenhang mit dieser Arbeit sind die Arbeiten RESI und In\_StröHmunG besonders interessant, siehe dazu die Kapitel 5.4 und 5.5. RESI, der River Ecosystem Service Index, ermöglicht das Aufzeigen von qualitativen Veränderungen der ÖSL durch unterschiedliche Bewirtschaftungsformenoptionen von Flusslandschaften. Im Projekt werden 16 ÖSL einbezogen und eine Methode für deren Quantifizierung vorgestellt. Von einer Bewertung in Geldeinheiten wird abgesehen dennoch ermöglicht der Index einen einfachen und gut kommunizierbaren Vergleich von Handlungsoptionen. Das Instrument ließe sich auch in Österreich anwenden, sofern auf nationale Datenquellen zurückgegriffen wird. In\_StröHmunG wiederum beschäftigt sich nicht nur mit den Interaktionen von Hydraulik, Vegetation & Morphodynamik, sondern auch mit den Auswirkungen von Gewässerrenaturierung auf kulturelle ÖSL wofür ein Choice Experiment durchgeführt wurde.

HyMoCARES ist ein Interreg-Projekt das, mit Stand Herbst 2019, noch nicht abgeschlossen wurde, weshalb keine veröffentlichten Ergebnisse vorliegen. Die Quantifizierung, ohne Monetarisierung, von ÖSL steht dabei im Vordergrund. Das Projekt wird an dieser Stelle insbesondere genannt, da die Drau, das Beispielgewässer dieser Studie (siehe Kapitel 6), auch ein Beispielgewässer bei HyMoCARES ist.

Abschließend folgt eine tabellarische Anführung von weiteren Vergleichsstudien, die sich mit der monetären Bewertung von ausgewählten Ökosystemdienstleistungen in Flusslandschaften beschäftigen. Zum einen zeigt die Tabelle das große Interesse an (Primär-)Untersuchungen zum Thema Gewässerbewirtschaftung und ÖSL auf, zum anderen wird deutlich, dass die Wahl der Methode je nach Studie und Kontext sehr unterschiedlich sein kann, das gleiche gilt auch für den daraus resultierenden Wert. Die Übertragung der Werte von einer Studie in eine andere ist nicht ohne Weiteres möglich, jedoch ist die Übersicht hilfreich bei der Vorbereitung einer eigenen Bewertungsstudie.

Anzumerken ist noch, dass auch bei Studien, die viele unterschiedliche ÖSL analysieren, nicht der gesamte Wert der von einem Ökosystem ausgeht, erfasst wird bzw. werden kann. Zum einen ist es so, dass die meisten Bewertungsmethoden eher vorsichtige Wertzuschreibungen durchführen, die beispielsweise Werte am unteren Ende der möglichen Bandbreite heranziehen. Zum anderen gibt es Wirkungen der Natur, die nicht klar genug definierbar sind, um eine Bewertung durchzuführen. Ein Beispiel dafür ist etwa die menschliche Gesundheit, die von einer Vielzahl von ÖSL, von der Versorgung mit Nahrungsmitteln und Trinkwasser über Luftreinhaltung bis zu Sport in der Natur beeinflusst wird. Weiters werden regionalwirtschaftliche Wirkungen wie Wertschöpfungs- und Beschäftigungseffekte kaum in einer Bewertung von Ökosystemleistungen einbezogen. (Im Sinne der Nutzen-Kosten-Analyse wären diese Effekte auch nicht einzubeziehen.)

## 5.2 Projekt „Slowing the Flow at Pickering“, England

Die Stadt Pickering in Nord Yorkshire (England) wurde zwischen 1999 und 2007 viermal stark überflutet. Da die Kosten für eine Staumauer aus Beton (20 Millionen Pfund) bei der Größe der Siedlung nicht genehmigt wurden, initiierte das britische Umweltdepartment DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) 2009 das Projekt “Slowing the Flow at Pickering“ (Hill: 2016).

Ziel des Projektes war, zu zeigen, welche Wirkung Methoden des ökologischen Hochwasserschutzes, wie Landnutzungsänderungen und Landmanagement auf das Überflutungsrisiko haben können. Bei den bis 2015 umgesetzten Maßnahmen handelte es sich um die Konstruktion von wasserdurchlässigen Staumauern aus Totholz und Dammelementen aus Heidekrautballen in Moorabflüssen und entlang von Schluchten, die Bepflanzung von 29ha Uferstreifen und 15ha Waldackerland, die Errichtung eines 120.000 m<sup>3</sup> fassenden Staubeckens mit Lehmwänden, sowie die Nachsaat von Heidekraut in den Moorbereichen verbunden mit der Einrichtung einer Zone, in der das Verbrennen von Heidekraut untersagt wurde. Neben den Auswirkungen auf das Überflutungsrisiko wurden auch weitere Nutzen dieser Maßnahmen für die ansässige Bevölkerung erhoben; dafür bediente man sich dem Konzept der Ökosystemleistungen (Nisbet et al. 2015a: 10).

Betrachtet wurden die Ökosystemleistungen Flutregulierung, Klimaregulierung, Habitatsbereitstellung, Erosionsschutz, Engagement für die Gemeinschaft und Bildung/Wissen, welche man quantifizierte und ökonomisch bewertete (siehe *Tabelle 5*). Weiters wurden die Einbußen in der Landwirtschaft, die durch die Landnutzungsänderungen entstehen, ermittelt. Aggregiert wurden die ÖSL, die durch die Hochwasserschutzmaßnahmen zusätzlich (in Qualität oder Quantität) geschaffen wurden, mit 194.000 £ (223.000€) bzw. 53.000 £ (61.000€) pro Jahr, wenn man das Staubecken nicht einbezieht, bewertet. Über einen Zeitraum von 100 Jahren betrachtet ergeben sich Gegenwartswerte von durchschnittlich 1,9 bzw. 1 Mio. £ (2,18 bzw 1,15 Mio. €) (Nisbet et al. 2015a: 8). *Tabelle 5* zeigt auch die Bewertung der einzelnen ÖSL. Da sich viele Bewertungsverfahren auf Annahmen bzw. unterschiedliche Referenzwerte aus anderen Studien stützen werden einzelne Werte als Bandbreiten angegeben.

*Tabelle 5: Zusammenfassung der ÖSL Bewertung durch das Projekts „Slowing the Flow at Pickering“*

| ÖSL                  | Ausmaß, Quantifizierung der Veränderung                         | Bewertungsmethode  | Wert<br>(niedrige/ mittlere / hohe Schätzung <sup>1</sup> ) |
|----------------------|---|--|---|
| Landwirt. Produktion | ha - Umwandlung landwirtschaftlicher Fläche (Weideland) zu Wald | Entgangenes Einkommen der landwirtschaftlichen Produktion (Schafe) durch Umwandlung von Grasland zu Wald (basierend auf Werten von Craig 2014) | -7.543€/Jahr (2011,2012);<br>-8.950€/Jahr (ab 2013).        |

*Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite*

Fortsetzung von Tabelle 5

| ÖSL                     | Ausmaß, Quantifizierung der Veränderung  | Bewertungsmethode   | Wert<br>(niedrige/ mittlere / hohe Schätzung <sup>1</sup> ) |
|-------------------------|--|---|---|
| Überflutungsregulierung | 120.000m <sup>3</sup> Wasserrückhaltevermögen des Staubeckens*   | Vermiedene Schadenskosten durch HQ25 Hochwasser (120.000m <sup>3</sup> Staukapazität benötigt um 4,2 Millionen £ Schaden/100 Jahre zu verhindern )  | 147.000€/Jahr   |
|                         | 244m <sup>3</sup> Wasserhaltekapazität durch 187 Heidekrautdämme   | Anteil der vermiedenen Schadenskosten für HQ100 (570.000 m <sup>3</sup> Staukapazität benötigt (450.000m <sup>3</sup> wenn man das Rückhaltebecken abzieht), um 7 Millionen £ Schaden (Vergleich 2007) zu verhindern) | 46 / 293 / 300€/Jahr  |
|                         | 100m <sup>2</sup> Wasserhaltekapazität durch Anpassungen in Landwirtschaft   |   | 19 / 120 / 123€/Jahr  |
|                         | 3.000 m <sup>3</sup> - 9.000 m <sup>3</sup> (mittlere Schätzung 6.000 m <sup>3</sup> ) Wasserhaltekapazität durch Uferwaldpflanzungen und Holzdämme entlang des Pickering Beck |   | 550 / 7.200 / 11.100€/Jahr                                  |
|                         | 6.400 m <sup>3</sup> Wasserhaltekapazität (mittlere Schätzung) durch Uferwaldpflanzungen und Holzdämme entlang des River Seven   |   | 1000 / 7.700 / 8.000€/Jahr                                  |
|                         |  |   |   |
| Habitatsbereitstellung  | 29ha - Umwandlung Magerweide in Uferwald   | Benefit transfer; nutzungsunabhängigen Wert der Biodiversität in Wäldern plus deren kulturelle Leistungen (Eftec 2010)  | 250 / 275 / 300€/Jahr/ha                                    |
|                         | 15ha - Umwandlung Grünland zu Wald   |   | 100 / 165 / 230€/Jahr/ha                                    |
|                         | 5,8ha - Umwandlung Nadel- zu Laubwald  |   | 100 / 165 / 240€/Jahr/ha                                    |
| Klimaregulierung        | 210 tCO <sub>2</sub> /Jahr Bindung (mittlere Schätzung) durch die Pflanzung neue Wälder, berechnet mit dem C-SORT Modell von Forest Research                                   | Berechnet über die sozialen Werte von CO <sub>2</sub> nach Sektoren (ausgegeben vom Department of Energy and Climate Change)  | 42.000€/Jahr  |
|                         | (-) 19,2 tCO <sub>2</sub> /yr (für 100 Jahr) Umwandlung Nadelwald zu Laubwald (inkl. Fällen)   |   | -8.000€/Jahr  |
|                         | 1502.4 tCO <sub>2</sub> - einmalig emittiert beim Bau des Staubeckens*   |   | -47.000€ / -93.000€ / -140.000€                             |
| Erosionsregulierung     | 5,6 - 11,1m <sup>3</sup> /Jahr weniger Sedimenteintrag in die Flüsse durch Uferbepflanzung, berechnet über das ADAS PSYCHIC Modell   | Ersatzkosten Ausbaggern des Flusses (14€/m <sup>3</sup> ) - Bedeutung für Wasserqualität/Biologie konnte mangels fehlender Daten nicht berücksichtigt werden  | 84 / 125 / 166€/Jahr (ab 2023)                              |
|                         | 1400 - 2800 kg Sediment werden durch die Konstruktion der Holzdämme gebunden (einmalig)  |   | 23€/Jahr (bis 2100)   |
|                         | 2000 kg Sediment (mittlere Schätzung) werden durch die Konstruktion der Heidekrautelemente gebunden (einmalig)   |   | 22€/Jahr (bis 2100)   |

Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite

Fortsetzung von Tabelle 5

Fortsetzung Tabelle 5

| ÖSL                   | Ausmaß, Quantifizierung der Veränderung  | Bewertungsmethode   | Wert<br>(niedrige/ mittlere / hohe Schätzung <sup>1</sup> ) |
|-----------------------|--|---|---|
| Ausbildung und Wissen | Gruppen die zu Bildungszwecken das Gebiet besuchen (Interesse an ökologischem Hochwasserschutz), 4 (2011-14), 3 (2015), 2 (2016), 1 (2017-2020), 0,5 (ab 2020) | Benefit transfer, ökologischer Wert von Outdoor Lernen (Mourato, et al 2010)  | 86 - 431€/Jahr (2015-2018), 11 - 108€/Jahr danach           |
| Community Engagement  | 190 Personenarbeitsstunden/Jahr geleistet von Freiwilligen bei der Durchführung des Projekts*  | Bewertung der Stunden mit nationalem Mindestlohn 6,50€/Stunde, dem Durchschnittslohn von Ryedale Council District 11,8€/Stunde oder keinem Lohn (andere unbezahlte Tätigkeiten) | 0 / 1,080 / 2,053€/Jahr                                     |
| Landwirt. Produktion  | ha - Umwandlung landwirtschaftlicher Fläche (Weideland) zu Wald  | Entgangenes Einkommen der landwirtschaftlichen Produktion (Schafe) durch Umwandlung von Grasland zu Wald (basierend auf Werten von Craig 2014)                                  | -7.543€/Jahr (2011,2012); -8.950€/Jahr (ab 2013),           |

\* Bei den markierten Leistungen handelt es sich nicht um Ökosystemleistungen nach der Definition dieser Studie.

<sup>1</sup> Die Bewertungen ist jeweils in Nettobarwerten angepasst auf das Preisniveau 2015 angegeben.

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach (Nisbet et al. 2015b).

### 5.3 Kosten-Nutzen-Analyse der Skjern-Flussrenaturierung, Dänemark

Diese Untersuchung aus dem Jahr 2003 wurde durchgeführt, um die vielfältigen Nutzen einer Gewässerrenaturierung aufzuzeigen und sie monetär den Kosten gegenüberzustellen. In Dänemark, so argumentieren die Autoren, wurden zu dieser Zeit eher Projekte mit niedrigen Kosten und aber auch nur geringen Effekten durchgeführt (Dubgaard et al. 2003: 1) Die Renaturierung des Skjern Flusses ist diesbezüglich eine Ausnahme, weil man den mäanderförmigen Ursprungsverlauf wiederherstellte, was umfangreiche Baggerarbeiten auf 26km erforderte, und man einen 160 Hektar großen See anlegte. Weiterhin wurden 1.550 Hektar Ackerfläche in extensives Weideland umgewandelt (Dubgaard et al. 2003: 3). Die Kosten dafür beliefen sich auf knapp 120 Mio. DKK (entspricht 15,84 Mio. €). Die Kosten-Nutzen-Analyse wurde während der laufenden Implementierung des Projektes durchgeführt. *Tabelle 6* gibt einen Überblick über die bewerteten Maßnahmen und ÖSL.

Tabelle 6: Zusammenfassung der ÖSL Bewertung durch die Renaturierung des Skjern Flusses

| ÖSL               | Ausmaß, Quantifizierung der Veränderung             | Bewertungsmethode  | Wert <sup>1</sup>                        |
|-------------------|---|--|--|
| Bio-masse         | Schaffung von 300-400ha Schilf                      | Marktpreise  | 350.000 DKK/Jahr bzw. 1.400 DKK/ha/Jahr  |
| Nährstoffrückhalt | Reduktion um 211 Tonnen Stickstoffeinträge pro Jahr | Berechnet über die Speicherleistung der Au von 220kg Stickstoff/ha Jahr (Phosphor wird auf die gleiche Art gebunden und nicht extra berechnet) | 1,7 Mio. DKK/Jahr bzw. 1.760 DKK/ha/Jahr |
|                   | Reduktion um 14,5 Tonnen Phosphoreinträge pro Jahr  |  |  |
|                   | Reduktion um 635 Tonnen Ockereinträge pro Jahr      | Ersatzkosten zur Reinigung des Wassers (1,97 DKK/kg Ocker)   | 1,3 Mio DKK/Jahr                         |

Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite

Fortsetzung von Tabelle 6

| ÖSL                   | Ausmaß, Quantifizierung der Veränderung  | Bewertungsmethode  | Wert <sup>1</sup>      |
|-----------------------|--|--|------------------------|
| HWS                   | Erhöhte Wasserhaltekapazität in der Fläche   | Verhinderte Schadenskosten von 30 ehemals hochwassergefährdeten Gebäuden   | 30.000 DKK/Jahr        |
| THG                   | Reduktion um 15.000 Tonnen CO <sub>2</sub> pro Jahr  | Keine Bewertung durchgeführt aber angedacht ist die Gegenüberstellung mit CO <sub>2</sub> -Zertifikaten (90 DKK/Tonne)                       | (1,4 Mio DKK/Jahr)     |
| Jagd und Fischerei    | Reduktion der Jagdflächen um 1,045 Hektar bei gleichzeitiger Attraktivierung der übrigen Flächen | Anstieg des Jagdwertes von 200 auf 600DKK/ha/Jahr abzüglich der reduzierten Fläche   | 0,5 Mio DKK/Jahr       |
|                       | Deutliche Verbesserung der Angelbedingungen, erwartete Verdopplung der Anzahl der FischerInnen   | Basis eine CVM über die WTP für naturnahe Gewässer, Annahme 10.000 FischerInnen  | 2,8 – 4,6 Mio DKK/Jahr |
| Freizeit und Erholung | Deutliche Verbesserung der Naturnähe   | Benefit Transfer, Vergleich mit 2 CVMs aus vergleichbaren Flusslandschaften, Annahme 90.000 BesucherInnen pro Jahr und WTP 40 DKK pro Besuch | 3,6 Mio DKK/Jahr       |
| Biodiversität         | Deutliche Verbesserung der Naturnähe   | Benefit Transfer, Vergleich mit einer CVM aus Pevensey Levels in England   | 2,7 Mio DKK/Jahr       |

<sup>1</sup> Die Bewertungen ist jeweils in Nettobarwerten angepasst auf das Preisniveau 2003 angegeben, ein Euro entspricht 7,45 DKK.

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach (Dubgaard et al. 2003).

Schließlich wurden die Ergebnisse der ÖSL-Bewertung und der Nutzen durch die verbesserte Landverteilung und reduzierte Pumpkosten den Kosten des Projektes gegenübergestellt. Bei einer Diskontierungsrate von 3% und einem unendlichen Betrachtungszeitraum erhält man die größten Nettonutzen (228 Mio. DKK etwa 30 Mio €), bei 5% reduziert es sich auf 67 Mio DKK (9 Mio. €) und bei 7% wird der Nutzen negativ (-1 Mio DKK, -132.000€) (Dubgaard et al. 2003: 18). Daraus ergibt sich bei einer niedrigen Diskontierungsrate, wie sie von vielen ökologischen ÖkonomInnen gefordert wird (z.B. Gowdy et al., 2011)(siehe auch Kapitel 2.3), jedenfalls ein positiver Nettonutzen des Projekts.

## 5.4 RESI – River Ecosystem Service Index, Deutschland

In einer Kooperation des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) sowie dem Karlsruher Institut für Technologie, der Katholischen Universität Eichstätt-Ingolstadt, der Leibniz-Universität Hannover, der Technische Universität Berlin und dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH wurde zwischen 2015 und 2018 das Projekt RESI (River Ecosystem Service Index) erarbeitet (Resi-project.info: 2019).

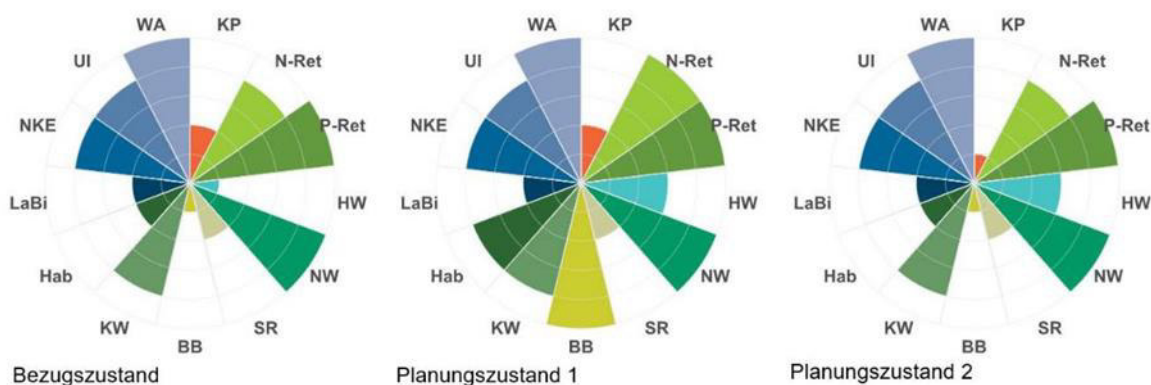
Das Ziel des zusammengesetzten Index ist die interdisziplinäre Bewertung der Bewirtschaftungsoptionen von Flusslandschaften, um damit zum einem Interessensausgleich beizutragen. Dafür werden die unterschiedlichen Leistungen von Gewässern und ihrem Umfeld, inklusive Auen, aufgezeigt und Wechselwirkungen verschiedener Nutzungen darstellt (Podschn et al. 2018: 13). RESI bedient sich einer fünfstufigen Bewertungsskala von 1 (sehr geringe bis fehlende ÖSL) bis 5 (sehr hohe ÖSL). Von einer monetären Bewertung wird im Projekt abgesehen. Die Anzahl der betrachteten ÖSL ist im Vergleich zu anderen Projekten recht hoch, insgesamt wird auf 16 verschiedene ÖSL eingegangen, wobei die Anzahl bei der praktischen Anwendung von RESI nach Relevanz für das Gewässer reduziert werden kann (Podschn et al.: 2018a):

Kulturpflanzen (KP), Pflanzliche Biomasse (PB), Wasserbereitstellung (WB), N-Retention (N-Ret), P-Retention (P-Ret), Hochwasserregulierung (HW), Niedrigwasserregulierung (NW), Sedimentregulierung (SR), Bodenbildung (BB), Kühlwirkung (KW), Treibhausgasrückhalt (THG), Habitatsbereitstellung (Hab), Landschaftsbild (LaBi), Natur- und Kulturerbe (NKE), Unspezifische Interaktion (UI) und Wasserbezogene Aktivitäten (WA).

Im Anwendungshandbuch wird ein Schwerpunkt daraufgelegt, die einzelnen ÖSL im Hinblick auf eine Bewertung zu operationalisieren. Zu diesem Zweck werden die Leistungen, zum Beispiel die Produktion von Kulturpflanzen, in ihrer Bedeutung beschrieben, und es wird angeführt, in welchen Fällen die Erhebung der Leistung empfohlen wird. Für Deutschland geeignete und verfügbare Datenquellen werden angeführt und erklärt, wie man daraus zu einem passenden Indikator kommen kann. Hierbei wird beispielsweise das landwirtschaftliche Ertragspotential in 5 Klassen geteilt (Podschun et al. 2018a: 32ff). Im RESI-Projekt werden ÖSL nicht direkt betrachtet, sondern die darunterliegenden Prozesse und Strukturen der Flusslandschaft erhoben und bewertet, auf Basis deren dann später auf die ÖSL geschlossen werden (Podschun et al. 2018a: 10)

Anhand von vier Beispielgewässern wird demonstriert, wie man den RESI in der Praxis einsetzen kann. Der Fluss wird in Segmente geteilt, für die jeweils die als relevant betrachteten ÖSL für den Ist-Zustand und ein oder mehrere Planungsszenarien erhoben werden. Neben einer Darstellung der Einzelergebnisse pro Flusssegment und ÖSL in Form von Polargrafiken, kann auch die Summe der ÖSL pro Gewässerabschnitt errechnet werden, um den Vergleich der Szenarien zu erleichtern (Podschun et al.: 2018). Neben der Verwendung von RESI als Entscheidungshilfe heben die Autor/inn/en besonders die Möglichkeit hervor, den Index als Kommunikationsinstrument zu nutzen, um der Öffentlichkeit die vielfältigen Leistungen von Flusslandschaften zu vermitteln (Podschun et al. 2018b: 454) (Abbildung 3).

Abbildung 3: Exemplarische Darstellung des Vergleichs der ÖSL verschiedener Planungsszenarien für einen Flusskilometer mit RESI



Quelle: Podschun et al. 2018a: 144

## 5.5 Projekt „In\_StröHmunG“, Deutschland

Das Projekt „In\_StröHmunG“ (Innovative Systemlösungen für ein transdisziplinäres und regionales ökologisches Hochwasserrisikomanagement und naturnahe Gewässerentwicklung) befasst sich mit wissenschaftlichen Untersuchungen zu anwendungsrelevanten Themen der Gewässerbewirtschaftung. Dabei insbesondere zum Thema der gemeinsamen Umsetzung von EU-Hochwasserrisiko-management-Richtlinie (kurz HWRM-RL) (2007/60/EG) und EU-Wasserrahmenrichtlinie (kurz WRRL)

(2000/60/EG). Die Kernfrage des Projektes ist: Wie können degenerierte Fließgewässer wieder revitalisiert werden, um den guten ökologischen Zustand oder alternativ das gute ökologische Potenzial zu erreichen und wie können dabei die Anforderungen des Hochwasserrisikomanagements, insbesondere aber des Hochwasserschutzes, bestenfalls synergetisch integrativ werden?

Im Speziellen wurden die Interaktionen von Hydraulik, Vegetation und Morphodynamik sowohl in Modellversuchen als auch anhand von Modellgewässern untersucht. Darauf aufbauend wurden Maßnahmen erarbeitet und umgesetzt, etwa die Pflege von gewässerbegleitenden Gehölzen oder das Absenken der Bachsohle (Stamm et al 2017). Um sowohl den Entzug von Flächen als auch die verbesserte Zugänglichkeit der naturnahen Gewässer abzubilden, bediente man sich einer erweiterten Kosten-Nutzen-Analyse sowie dem Konzept der ÖSL:

Die je Maßnahme entstehenden Investitions- und Unterhaltungskosten, etwa die Kosten des Flächenerwerbs und potenzielle Ertragsverluste in der Landwirtschaft, wurden den verschiedenen regulierenden und bereitstellenden und kulturellen Ökosystemleistungen gegenübergestellt. Zu diesem Zweck wurde eine multikriterielle Bewertungsmatrix erstellt, die die Effekte der einzelnen Maßnahmen auf die betrachteten ÖSL abbildet (Hirschfeld et al. 2018).

Hervorzuheben gilt die Erhebung des Wertes kultureller ÖSL der Gewässerlandschaften, der mittels eines Choice Experiments (CE) an unterschiedlich großen deutschen Flüssen ermittelt wurde. Aufbauend auf Fokusgruppensitzungen wurde ein Onlinefragebogen erstellt und ausgeschickt, den 4.598 Personen beantworteten. Bei dem Wahlexperiment wurden den ProbandInnen eine Vielzahl von Wahlkarten mit unterschiedlichen Kombinationen von jährlichen Kosten und Attributen, bezüglich der Renaturierungsstufe und Ufergestaltung, sowie einer Nullvariante (dem aktuellen Zustand) vorgelegt (Rayanov et al 2018: 413). Eine Regressionsanalyse ermöglicht dann aus den individuellen Antworten eine Zahlungsbereitschaft für einzelne Szenarien zu ermitteln.

Abbildung 4: : Beispiel einer Wahlkarte des Choice Experiments im Rahmen von In\_StröHmunG

|  | Gestaltungsvariante A | Gestaltungsvariante B | Aktueller Zustand     |
|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| <b>Nutzung des Gewässerumfeldes</b>            | Naturnah              | Teilweise naturnah    | Naturfern             |
| <b>Rad- und Wanderwege</b>                     | Überwiegend vorhanden | Durchgehend vorhanden | Vereinzel vorhanden   |
| <b>Uferbeschaffenheit</b>                      | Teilweise naturnah    | Naturnah              | Naturfern             |
| <b>Zugänglichkeit</b>                          | Regelmäßig            | Gelegentlich          | Schwierig             |
| <b>Jährlicher Beitrag pro Haushalt in Euro</b> | 300                   | 180                   | 0                     |
| <b>Ich wähle</b>                               | <input type="radio"/> | <input type="radio"/> | <input type="radio"/> |

Quelle: Hirschfeld et al 2018: 19

Abbildung 4 zeigt die Wahlkarte, die bei der Onlineumfrage eingesetzt wurde, und Abbildung 5 zeigt exemplarisch die Darstellungsart der Wahloptionen (in diesem Fall den Unterschied zwischen naturnaher und naturferner Uferbeschaffenheit). Die Untersuchung ergab eine hohe Zahlungsbereitschaft für die naturnahe Gestaltung des Gewässerumfeldes und Ufers, die jedoch unabhängig von der Nutzung der Gewässer durch die Befragten ist. Die Zugänglichkeit und der Ausbau der Wander- und Radwege wurden unterschiedlich, teils auch negativ bewertet (Rayanov et al 2018: 420). Insgesamt ergab sich, dass über 70% der Befragten grundsätzlich bereit wären, für die ökologische Verbesserung der Gewässer jährlich einen Beitrag zu zahlen (Hirschfeld et al. 2018: 23).

Abbildung 5: Beispiel zur Darstellung von Wahloptionen im Choice Experiment (naturnahe und naturferne Uferbeschaffenheit)



Quelle: Hirschfeld et al 2018: 16

## 5.6 Interreg-Projekt HyMoCARES, Alpenraum

HyMoCARES (Hydro-morphological assessment and management at basin scale for the Conservation of Alpine Rivers and related Ecosystem Services) ist ein vom Europäischen Fonds für regionale Entwicklung durch das Interreg-Alpenraumprogramm kofinanziertes Projekt. Das Ziel ist die Schaffung eines konzeptionellen Rahmens sowie von Instrumenten zur Integration des Konzepts der ÖSL in die Planung und Bewirtschaftung von alpinen Flussgebieten. Das Projekt hat eine Laufzeit von drei Jahren und wird voraussichtlich im Oktober 2019 abgeschlossen werden (Alpine-space.eu 2019).

Im Zentrum stehen hydromorphologische Prozesse, da diese eine Vielzahl von ÖSL, etwa Erhaltung der Lebensräume und biologischen Vielfalt, Hochwasserrisikominderung und die Erholungsqualität der alpinen Flusstäler, beeinflussen. Die Nutzung der Flusstäler durch den Menschen greift in diese natürlichen Prozesse ein. HyMoCARES will die Zusammenhänge zwischen Nutzungen, Hydromorphologie und der Verfügbarkeit von ÖSL erheben und transparent darlegen, um zur Lösung von Konflikten beizutragen (Oddone et al. 2017: 2-5).

Die betrachteten ÖSL umfassen neben den drei Klassen nach CICES auch den Bereich der abiotischen Leistungen (Carolli et al. 2017: 24-28):

Versorgungsleistungen:

- Kulturpflanzenanbau
- Pflanzliche Ressourcen für die landwirtschaftliche Nutzung (Weidezwecke)
- Oberflächenwasser als Trinkwasser
- Grundwasser als Trinkwasser
- Oberflächenwasser als Nutzwasser in Industrie und Landwirtschaft
- Grundwasser als Nutzwasser in Industrie und Landwirtschaft
- Pflanzliche Ressourcen aus der Landwirtschaft, Kurzumtriebsplantagen, Forstwirtschaft

Regulierungs- und Erhaltungsleistungen:

- Selbstreinigung (Stickstoff, Phosphor, Kohlenstoff, organische Verschmutzung)
- Reduzierung der Treibhausgasemissionen / Kohlenstoffsequestrierung



- Hochwasserrisikominderung
- Minderung des Dürreerisikos
- Bodenbildung in Überschwemmungsgebieten
- Temperaturregelung / Kühlung (Gewässer und Boden)
- Lebensraumbezogene Dienstleistungen

Kulturelle Leistungen:

- Ästhetik der Landschaft
- Natur- und Kulturerbe
- Bildung und Wissenschaft
- Wasserbezogene Aktivitäten

Verwendung von abiotischem Kapital:

- Wasserkraft
- Navigation
- Sedimente für die Bauindustrie

Das Projekt teilt sich in vier Arbeitspakete:

*Tabelle 7: Übersicht über die Arbeitspakete des HyMoCARES Projekt*

|     |   |
|-----|---|
| WP1 | Erstellung eines Konzepts zur Evaluierung der Ökosystemdienstleistung alpiner Flusslandschaften, unter Berücksichtigung funktionaler Abhängigkeiten |
| WP2 | Entwicklung von Werkzeugen (inkl. Indikatoren) zur Beobachtung, Bewertung und Vorhersage von hydromorphologischen Prozessen                         |
| WP3 | Erhebung und Bewertung der Auswirkungen des hydromorphologischen Managements und der Renaturierungsmaßnahmen anhand von Pilotstandorten             |
| WP4 | Implementieren des HyMoCARES-Ansatzes in aktuelle Planungs- und Managementprozesse  |

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach (Alpine-space.eu 2019)

WP1 und WP2 bilden den konzeptionellen und naturwissenschaftlichen Überbau. Ergebnisse dieser Schritte sind bereits als Berichte in Entwurfsversion online abrufbar. Ein besonderes Augenmerk gilt dann den Auswirkungen von Renaturierungs- und ökologischen Hochwasserschutzmaßnahmen auf die unterschiedlichen ÖSL und Schutzgüter (WP3). Diese Wirkungen werden im Rahmen von 13 Fallstudien erhoben: Buech (FR), Drac (FR), Maggia (SWZ), Adige (IT), Avisio (IT), Isarco (IT), Talvera (IT), Wertach (DE), Lech (DE), Drau (AT), Drava (SL), Mur (AT) und Salzach (AT). Zu den einzelnen ÖSL, etwa der Lebensraumleistung für Fische oder Hochwasserrisikominimierung, werden Erhebungsmethoden entwickelt und Indikatoren festgelegt, die sich für langfristiges Monitoring eignen. Während die Quantifizierung von ÖSL im Vordergrund steht, ist die monetäre Bewertung kein Teil des Projekts.

Darauf aufbauend entstehen in Arbeitspaket 4 umsetzungsorientierte Minderungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen, die sich auch auf den planerischen und rechtlichen Rahmen der Alpenländer stützen. Ergebnisse aus dem Projekt sollen später auch in europäische und nationale Planungs- und Gesetzgebungsverfahren Einfluss finden (Oddone 2017: 5ff)

## 5.7 Weitere Vergleichsstudien

Tabelle 8 führt weitere für die Bewertung von Maßnahmen im Gewässerumfeld relevante Studien an. In diesen Studien wurden an konkreten Orten für ausgewählte Ökosystemdienstleistungen, einer bis maximal vier, Primäruntersuchungen und häufig Befragungen durchgeführt um einen monetären Wert zu ermitteln.

Tabelle 8: Übersicht über ÖSL Bewertungen aus gewässerrenaturierungsrelevanten Studien

| AutorIn (Jahr)         | Untersuchungsraum                 | Szenario / Frage / Ziel / Maßnahme   | ÖSL                  | Methode   | Ansatz und Wert   |
|------------------------|-----------------------------------|--|----------------------|---|---|
| Barak & Katz (2015)    | unterschiedliche Flüsse (IS)      | Abfrage der Bereitschaft Steuergelder für verschiedene Flussrestaurationszenarien einzusetzen (sowohl Ufer als auch Wasseraktivitäten)             | Erholung             | Choice Experiment (Bereitschaft Steuergelder umzuverteilen) | US\$66 /Haushalt /Jahr<br>Für die Verbesserung der Wasserqualität um ufer- und wasserbezogenen Aktivitäten (z.B. Schwimmen, Angeln, Radfahren) zu ermöglichen bzw. attraktiver zu machen. |
| Bliem & Getzner (2012) | National Park Donau-Auen (AT)     | Zahlungsbereitschaft für Auenbiodiversität und Gewässervernetzung  | Biodiversität        | Kontingenz-Befragung  | 26–27€ /Person /Jahr für eine Erhöhung der Naturnähe von 50% der Fläche;<br>29–34€ /Person/Jahr für die Renaturierung von 90% der Fläche  |
| Bliem et al. (2012)    | National Park Donau-Auen (AT)     | Zahlungsbereitschaft für die Reduktion der Überschwemmungshäufigkeit und Verbesserung der Wasserqualität (nach WRRL) durch eine Flussrenaturierung | Hochwasserretention  | Choice Experiment   | 0,2€ /Haushalt /Jahr pro Jahr um das die Überflutungshäufigkeit reduziert werden kann   |
|                        |                                   |  | Wasserqualität       |   | 44,5€ /Haushalt /Jahr für eine Verbesserung des Zustands nach WRRL von Mittel auf Gut; 75,3€ /Haushalt/Jahr für eine Verbesserung von Mittel auf Sehr Gut                                 |
| Collins et al. (2005)  | Deckers Creek, West Virginia (US) | Ökonomischer Wert von Gewässersanierung  | Lebensraum (Fische)  | Choice Experiment   | 12 - 16 \$ /Haushalt /Monat<br>Für Verbesserungen der drei Attribute durch die Gewässerrestaurierung  |
|                        |                                   |  | Erholung (Schwimmen) |   |   |
|                        |                                   |  | Landschaftsbild      |   |   |

Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite

Fortsetzung von Tabelle 8

| AutorIn (Jahr)        | Untersuchungsraum                                | Szenario / Frage / Ziel / Maßnahme  | ÖSL                     | Methode   | Ansatz und Wert  |
|-----------------------|--|---|-------------------------|---|--|
| Gerner et al. (2018)  | Emscher (DE)                                     | Ermittlung des Nutzens der großen Renaturierung des Gebietes, inklusive der Schaffung eines Sees                            | Infrastruktur-basis     | Hedonische Preise (Mieten privat und kommerziell) | 2,5 – 19,8 Mio. € /Jahr an gestiegener Nachfrage nach Wohnungen und Geschäftslokalen im Umfeld des Sees  |
|                       |  |   | Erholung (Rad, Boot)    | Ausgaben für Freizeitnutzung                      | Rad: 1,33 Mio. € /Jahr<br>Boot: 53.600 € /Jahr   |
|                       |  |   | Bildung                 | Ausgaben für Exkursionen                          | 20€ /Person /Exkursion<br>insg. 27.840€ /Jahr  |
|                       |  |   | Hochwasserretention     | Schadenskosten                                    | 1,78 Mio. € /Jahr aus dem Wert nicht überflutete Schutzgüter   |
| Getzner (2014)        | Mur (AT)   | Unterschiede in WTP für freifließende Flüsse im Vergleich zu aufgestauten   | Erholung                | Reisekostenmethode                                | 24-130€ /Person / Besuch eines freifließenden Flusses, 4-fache Zahlungsbereitschaft im Vergleich mit aufgestauten Flussabschnitten (811,694€ /km gegenüber 201,928€ /km) |
| Hopkins et al. (2018) | Difficult Run watershed, Piedmont, Virginia (US) | Quantifizierung und Monetarisierung der ÖSL Nährstoff- und Sedimentrückhalt, anhand ihres Einflusses auf die Wasserqualität | Nährstoffretention      | Ersatzkosten                                      | 61-233\$ /ha /Jahr für die Reinigungsleistung, bewertet anhand der Kosten einer Wasserqualitätsverbesserung durch eine Abwasserreinigungsanlage                          |
|                       |  |   | Sedimentretention       |   |  |
| Jenkins et al. (2010) | Mississippi Alluvial Valley                      | Quantifizierung und Monetarisierung der ÖSL die durch die Renaturierung entstehen   | Wasserbezogene Erholung | Benefit Transfer                                  | 16\$ /ha /Jahr von WasservogeljägerInnen für die Umwandlung von Acker in Au  |
|                       |  |   | Stickstoffretention     | Benefit Transfer                                  | 1248\$ /ha /Jahr bewertet anhand der Alternativkosten von Düngemangement in der Landwirtschaft   |
|                       |  |   | THG Retention           | Schadenskosten (Social Cost of Carbon)            | 171-222\$ /ha /Jahr ausgehend von einem Preis von 13-17\$ /MgCO <sub>2</sub> (Stand 2008)  |
| Mehl et al. (2013)    | 79 Auen (DE)                                     | Quantifizierung und Monetarisierung der ÖSL   | Nährstoffretention      | Grenzkostenansatz                                 | 540 Mio. € /Jahr für die Rückhalt- und Abbauleistung der Auen und Gewässer, bewertet mit Vermeidungskosten in der Landwirtschaft (6€ /kg N und 60€ /kg P)                |

Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite

Fortsetzung von Tabelle 8

| AutorIn (Jahr)                  | Untersuchungsraum                                       | Szenario / Frage / Ziel / Maßnahme   | ÖSL                                  | Methode                               | Ansatz und Wert  |
|---------------------------------|---|--|--------------------------------------|---------------------------------------|--|
| Mehl et al. (2013)<br>AU        | 79 Auen (DE)  | Quantifizierung und Monetarisierung der ÖSL (Hochwasserretention), Nährstoffrückhalt, THG Emissionen und (Habitatfunktion)   | Kohlenstoffretention /THG Emissionen | (1) Marktpreise<br>(2) Schadenskosten | Reduktion des Ausstoßes um 2,53 Mio. t CO <sub>2</sub> -Äquivalenten /Jahr durch Renaturierung.<br>(1) 35 Mio. € /Jahr bei Zertifikatpreisen von 13,82€ /tCO <sub>2</sub><br>(2) 177 Mio. € bei Schadenskosten von 70€ /tCO <sub>2</sub> |
| Meyerhoff & Dehnhardt (2007)    | Elbe (DE)   | Nutzen /Zahlungsbereitschaft von/für Renaturierung (15.000 ha neue Au durch Deichverlegung, Anpassung lws. Nutzung, Schaffung Fischtreppe)   | Landschaftsbild / Habitatsfunktion   | Kontingente Befragung                 | 11,9€ /Person /Jahr für die Umsetzung der drei Maßnahmen   |
|                                 |   |  | Nährstoffretention /Wasserqualität   | Ersatzkostenmethode                   | 58–173 € /ha/Jahr bewertet anhand der Kosten einer Wasserreinigungsanlage und landwirtschaftlicher Maßnahmen   |
| Meyerhoff et al. (2014)         | 5 Flussabschnitte in Berlin und Berlin-Brandenburg (DE) | WTP für verbesserte Wasserqualität (Erfüllung der WRRL, insb. durch Reduktion des Nährstoffeintrags)   | Wasserqualität                       | Choice Experiment                     | 131 € /Haushalt /Jahr für eine Verbesserung von Schlecht/Mittel auf Gut nach WRRL<br>149 € /Haushalt /Jahr für eine Verbesserung auf Sehr Gut  |
| Pattison-Williams et al. (2018) | Smith Creek, Saskatchewan, Canada (CA)                  | Ermittlung des Social Return of Investment für Auenerhaltung und -renaturierung. Vergleich verschiedener Szenarien: Rückgang der Auen gänzlich und um 25%/50%, Erhalt der jetzigen Au, Erweiterung um 25%/50%, gänzliche Wiederherstellung der einstigen Auenfläche. | Hochwasserretention                  | Benefit Transfer                      | 279.05 CAD\$/ ha (Literatur Wert)  |
|                                 |   |  | Nährstoffretention                   | Ersatzkosten (Nährstoffentfernung)    | Phosphor (P): 450 CAD\$/ kg /Jahr<br>Stickstoff (N): 57 CAD\$/ kg /Jahr<br>bewertet mit Kosten von technischen Nährstoffabscheidungsverfahren  |
|                                 |   |  | Erholung                             | Benefit Transfer                      | 19,60 CAD\$/ ha (Literatur Wert)   |
|                                 |   |  | Kohlenstoffretention                 | Marktpreis                            | 4.100 CAD\$/ ha basierend auf der CO <sub>2</sub> -Steuer von Alberta CAD\$20/t CO <sub>2</sub>  |
| Perni et al. (2011)             | Segura River (ES)                                       | Zahlungsbereitschaft für bessere Wasserqualität durch Renaturierungsmaßnahmen im Rahmen der WRRL   | Wasserqualität                       | Choice Experiment                     | 57,37€ /Person /Jahr für die Verbesserung auf ein Niveau, das Aktivitäten wie z.B. Schwimmen ermöglicht  |

Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite

Fortsetzung von Tabelle 8

| <b>AutorIn<br/>(Jahr)</b> | <b>Untersuchungs-<br/>raum</b>                                     | <b>Szenario / Frage /<br/>Ziel / Maßnahme</b>  | <b>ÖSL</b>                                     | <b>Methode</b>  | <b>Ansatz und Wert</b>  |
|---------------------------|--|--|--|---|---|
| Pinke et al. (2017)       | Tisza Tal, Ungarn (HU)   | Vergleich der aktuellen landwirtschaftlichen Nutzung des Tisza Tals mit einer Erweiterung der Auwälder durch die ökonomische Bewertung von Flutschutz und der Speicherung von Kohlenstoff. | Kohlenstoffretention                           | Speicherkapazität in der Biomasse (Social Cost of Carbon) | 5,2-23,8 € /ha /Jahr abhängig von der Umtriebszeit  |
|                           |  |  | Hochwasserretention (Grundwasserüberflutungen) | Ersatzkosten  | 2150€ /ha bewertet anhand der Kosten der Flächenbereitstellung und des Baus von Reservoirs  |
| Rayanov et al. (2018)     | Vier Flussabschnitte (DE)  | Zahlungsbereitschaft für naturnahe Flüsse, Bezug Freizeitnutzung (Gestaltung, Zugänglichkeit, Angebot)   | Erholung, Landschaftsbild                      | Choice Experiment   | >120€ /Haushalt für naturnähere Flüsse (auch nutzungsunabhängig) sowie eine bessere Zugänglichkeit  |
| Watson et al. (2016)      | Otter Creek Auen und Retentionsflächen in Middlebury, Vermont (US) | Ermittlung des Beitrags von Auen und Retentionsflächen zur Schadensreduktion bei Überflutungen, anhand zehn historischer Beispiele   | Hochwasserretention                            | Schadenskosten  | 126.000\$ bzw. 459.000\$ /Jahr verringerte Schäden an Schutzgütern durch 7.300 Hektar Au für ein mittleres und starkes Überflutungsszenario |

Quelle: Eigene Zusammenstellung, 2019.

## 6. Ansätze zu einer Bewertung der integrativen Hochwasserschutzmaßnahmen an der österreichischen Drau (Fallstudie)

Das folgende Kapitel zeigt eine potentielle Anwendung der Bewertung von Ökosystemleistungen (ÖSL) am Beispiel der Renaturierungs- und Sicherungsmaßnahmen an der Oberen Drau (Kärnten), die zwischen 1999 und 2012 umgesetzt wurden. Die Umgestaltung des Flussabschnitts gilt als Erfolgsgeschichte. Im Rahmen dieser Untersuchung ist die Durchführung einer Bewertung basierend auf Primärdaten, etwa Befragungen von Ort, weder vorgesehen noch umsetzbar. Vielmehr ist Ziel dieser Fallstudie, aufzuzeigen, an welchen Punkten angesetzt werden kann, um eine Bewertung durchzuführen. Dabei wird auf Projektunterlagen der Drau, den in Kapitel 5 vorgestellten Praxisbeispielen, Leitfäden und Methodenliteratur zurückgegriffen.

### 6.1 LIFE-Projekte an der Obere Drau

Die Obere Drau bezeichnet einen etwa 68 km langen Abschnitt der Kärntner Drau zwischen Oberdrauburg und Spittal an der Drau. Ursprünglich wies dieser Fluss zahlreiche Seitenarme und Auenbereiche auf. Diese wurden jedoch im Rahmen der Regulierung ab 1868 abgetrennt oder trockengelegt. Die Drau wurde durchgehend verbaut (kanalisiert, befestigt, begradigt), um landwirtschaftliche Nutzungen intensivieren zu können und das Hochwasserrisiko für die BewohnerInnen des Tals zu reduzieren (Pichler et al. 2004: 14).

Zunehmender Nutzungsdruck, etwa der Vorschlag, den noch ungestauten Abschnitt der Drau energiewirtschaftlich zu nutzen, sowie das Problem der Sohleentiefung (Sohleerosion), das auch zu einer Austrocknung der Auwälder führte, veranlassten Anfang der 1990er die Erstellung des ersten Gewässerbetreuungskonzepts Kärntens (Petutschnig 2000: 30). Das Konzept mit dem Ziel schutzwasserbauliche und ökologische Belange zu vereinen, und die Drau wieder aufzuweiten, stand im Kontrast zu vorhergehenden rein technischen Lösungen. Mit der Erklärung des Gebietes zum Natura-2000-Gebiet 1999 wurde schließlich das LIFE-Projekt „Auenverbund Obere Drau“ initiiert (Pichler et al 2004: 28f).

Tabelle 9: Maßnahmen des LIFE-Projekts "Auenverbund Obere Drau"

| Maßnahme   | Ausmaß  |
|--|---|
| Grundankauf zur Neuanlage von Lebensräumen   | 55 ha   |
| Rückbau von verbauten Flussufern mit Aufweitungen  | ca. 10 km Uferlänge                             |
| Restrukturierung von Zubringerbächen   | ca. 2 km  |
| Beseitigung von Migrationshindernissen in Gewässern  | 12 Gewässerabschnitte                           |
| Neuanlage von Augewässern  | 22 Augewässer; Fläche: ca. 4 ha                 |
| Neuanlage von Augehölzbeständen (Auenverbund)  | 3000 Pflanzen; Fläche: 4,5 ha                   |
| Ablöse von Weiderechten im Auwald  | 5 ha  |
| Bewirtschaftungsverträge im Auwald   | ca. 40 ha Auwald                                |
| Nisthilfen für Fledermäuse und Eisvögel  | 63 Nistkästen, bzw. 6 Nisthilfen an Steilwänden |
| Wiederansiedelung von Deutscher Tamariske, Zwerg-Rohrkolben, Ukrainischem Bachneunauge, und Steinbeißer                              |   |
| Bestandsstärkung von Laubfrosch, Dohlenkrebs, Teichmuscheln und unterschiedliche Fischarten (Elritze, Schmerle, Nase, Huchen, Äsche) |   |

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach Pichler et al. (2004: 2).

Das übergeordnete Ziel des Projektes war die „flächenhafte Revitalisierung und langfristige Sicherung der gewässermorphologischen Verhältnisse eines inneralpinen Fließgewässerökosystems einschließlich

der dazugehörigen Auwälder.“ (Pichler et al 2004: 16). Neben der Erstellung von Managementplänen, Öffentlichkeitsarbeit und Monitoring teilten sich die Maßnahmen in die Arbeitsbereiche Revitalisierung und Einschränkung der Sohleneintiefung, Erhalt der Auen und Retentionsflächen sowie Artenschutzmaßnahmen zur Bestandssicherung von Leitarten. Im Projektabschlussbericht werden die zwischen 1999 und 2003 durchgeführten Maßnahmen quantifiziert dargestellt (siehe *Tabelle 9*).

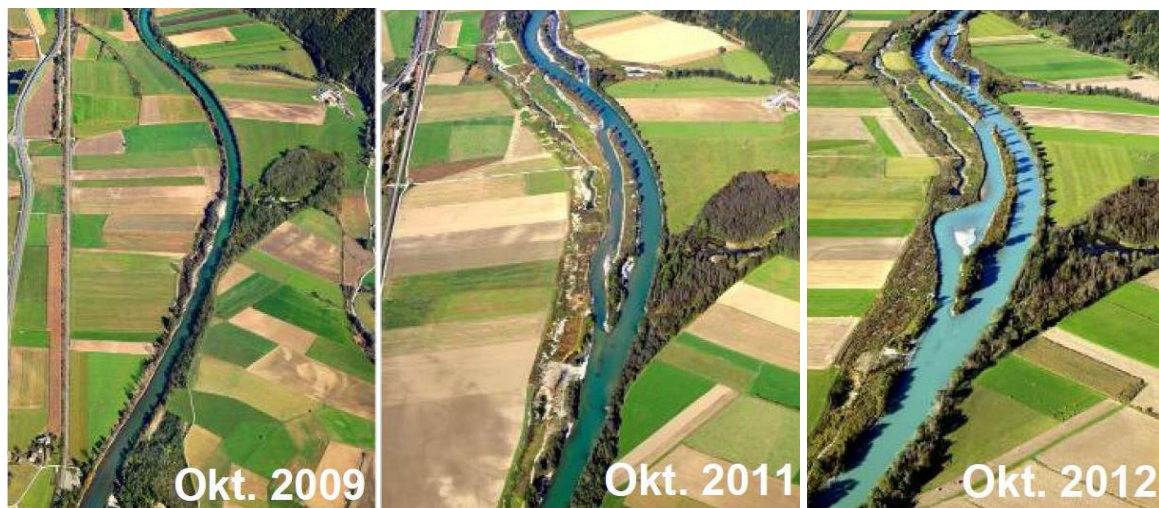
Aufbauend auf dem Erfolg des ersten LIFE-Projekts folgte 2006 das Nachfolgeprojekt „Lebensader Obere Drau“. Von den knapp 70km des Projektgebiets wurden auf 43% (30km) Maßnahmen umgesetzt, die man in 14 Maßnahmenabschnitte teilte (REVITAL 2014: 3). Im Mittelpunkt standen drei große Flussaufweitungen mit dem Ziel, auf einer Gesamtlänge von rund 5 km die Wasserrückhaltekapazität, das Geschiebemanagement sowie die Naturnähe zu verbessern. Weiters schaffte man neue Naherholungsräume, inklusive eines BesucherInnenlenkungs-konzepts, das ein störungsfreies Nebeneinander von Mensch und Natur sicherstellen sollte (Unterlercher & Sereinig 2011). *Tabelle 10* gibt für das zweite LIFE-Projekt eine Übersicht über die Maßnahmen die zwischen 2006 und 2011 durchgeführt wurden.

*Tabelle 10: Maßnahmen des LIFE-Projekts „Lebensader Obere Drau“*

| Maßnahme  | Ausmaß  |
|---|---|
| Rückbau von verbauten Flussufern mit Aufweitungen und Seitenarmen   | ca. 5 km Uferlänge  |
| Neuanlage von Augewässern   | ca. 10 Augewässer; Fläche: ca. 1 ha                                       |
| Fläche für Pioniervegetation und Auwaldentwicklung  | ca. 25 ha   |
| Erhöhter Geschiebeeintrag durch Umbau einer Geschiebesperre   | ca. 16.000 m <sup>3</sup> in 3 Jahren; jährlich rund 5.000 m <sup>3</sup> |
| Maßnahmen zur BesucherInnenlenkung  | 13 LIFE-Infopoints, DrauOase, Faltkarte                                   |
| Grenzüberschreitender Erfahrungsaustausch mit den Drau-Anrainerstaaten (Italien, Ungarn, Slowenien, Kroatien) | Symposium Drava River Vision Drau-Deklaration                             |

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach (Life-Drau.at 2019).

*Abbildung 6* zeigt das Ergebnis der Aufweitung im Bereich Obergottesfeld. Links sieht man den Flussverlauf im Jahr 2009, in der Mitte 2011 und rechts 2012 nach Fertigstellung der wasserbaulichen Maßnahmen.



*Abbildung 6: Der Drauabschnitt Obergottesfeld, 2009, 2011 und 2012*

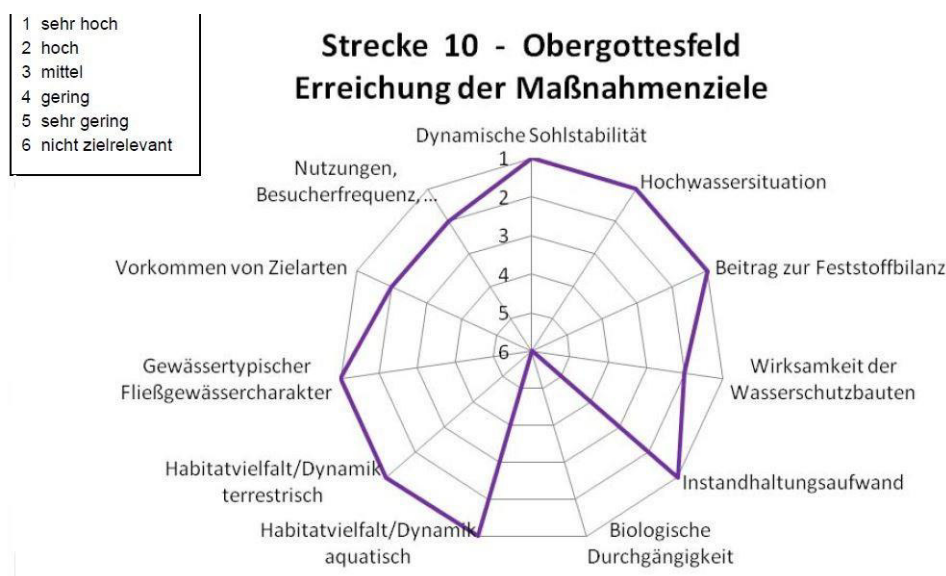
Quelle: REVITAL 2014: 228.

Zur Evaluierung der bisher getroffenen Maßnahmen entwickelte man ein Steckbrief-System. Die 14 Maßnahmenstrecken werden darin systematisch beschrieben und nach einer Vielzahl von Faktoren bewertet, wobei man sich sowohl vorhandener Daten als auch aktueller Analysen und Expertenmeinungen bediente. Einbezogen wird die Hydrologie, Fließwassercharakter, Sohlestabilität, Hochwasserschutz, Beitrag zur Feststoffbilanz (Geschiebe), Habitatsvielfalt und –dynamik, Vorkommen von Zielarten sowie die Erholungsnutzung am Fluss. Aufbauend darauf wird dann ein Gesamtergebnis erstellt, Stärken und Schwächen identifiziert und Handlungsempfehlungen formuliert.

Als Beispiel wird an dieser Stelle wieder der Abschnitt Obergottesfeld herangezogen. Die Hauptziele dieses Abschnittes waren (1) die Stabilisierung der Sohle, (2) die langfristige Reduktion des Instandhaltungsaufwandes, (3) eine Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit sowie (4) die Revitalisierung im Sinne des Natura 2000-Managementplanes. Wie in Abbildung 6 dargestellt wurde der Streckenabschnitt aufgeweitet und die Ufersicherung entfernt um sich dem flussmorphologischen Zustand von 1822-28 anzunähern.

Abbildung 7 zeigt die Gesamtbewertung der Zielerreichung für den Abschnitt Obergottesfeld. Durch die Schaffung von flach überströmten Schotterbänken, Nebenarmen, Auweihern und Flachwasserzonen wurde die Struktur und Habitatsvielfalt erfolgreich erhöht. Auch ist im Bericht festgehalten, dass die Tendenz zur Sohleintiefung gestoppt werden konnte. Da der Abschnitt als ökologische Kernzone angelegt ist wurden, anders als in anderen Bereichen, keine erholungsfunktionellen Elemente geschaffen.

Abbildung 7: Gesamtbewertung der Erreichung von Maßnahmenzielen im Abschnitt Obergottesfeld



Quelle: REVITAL 2014: 251.



## 6.2 Bewertung der LIFE-Projekte an der Obere Drau auf ÖSL

Das folgende Kapitel skizziert die Auswirkungen der Maßnahmen an der Drau auf die vorgestellten ÖSL (siehe *Tabelle 3*) und stellt mögliche Bewertungsmethoden dar. Der Gewässerzustand vor der Renaturierung wird für den Vergleich herbeigezogen. Durch die Bewertung kann systematisch aufgezeigt werden, dass es durch die Maßnahmen des ökologischeren Hochwasserschutzes zu Veränderungen in der Bereitstellung einer Vielzahl von ÖSL kommt.

An dieser Stelle muss angemerkt werden, dass eine umfassende Bewertung nicht ohne eine Erhebung von Primärdaten möglich ist und deshalb im Rahmen dieses Projektes aufgrund des beschränkten Umfangs nicht durchgeführt wird. Die angeführten Studien sollen aufzeigen wie eine Bewertung an der Drau durchgeführt werden könnte. Bewusst wurde es jedoch unterlassen, die Ergebnisse dieser Studien auf die Eingangsfaktoren der Drau-Projekte umzulegen.

### 6.2.1. Freizeit und Erholung

Freizeit- und Erholungswerte sind nutzungsbezogene Werte, die bei den NutzerInnen durch die aktive Interaktion mit der Natur entstehen. Dabei handelt es sich zum Beispiel um Aktivitäten wie Wandern, Radfahren, Bootfahren oder das Liegen in einer Wiese zur Entspannung oder Naturbeobachtung. Die LIFE Projekte ziel(t)en u.a. auf eine bessere Erlebbarkeit der Flusslandschaft ab. Neben der Erhaltung der Fuß- und Radweginfrastruktur wurden Karten und Informationstafeln erstellt, die den BesucherInnen die Orientierung erleichtern und sensible Naturbereiche schützen sollen (Unterlercher & Sereinig 2011: 22f). Ergänzend zur Renaturierung wurde auch die „Drau-Oase“ Dellach geschaffen. Es handelt sich hierbei um ein Baumhaus mit Informationstafeln und angrenzender Liegewiese und Badebucht. Durch das Gebiet führt zudem der 510km lange Drautalradweg, der überregionale Bedeutung besitzt (Drauradweg.com). In der Steckbriefbewertung sind neben den Elementen mit Erholungsfunktion, bereits Beobachtungen zur Nutzungsart und Besuchsfrequenz der einzelnen Renaturierungsabschnitte festgehalten (REVITAL 2014). Diese Untersuchungen können bei der Erstellung weiterer Studien herangezogen werden.

Robbins & Daniels empfehlen in ähnlichem Zusammenhang die Anwendung der Reisekosten-Methode, um den Zusammenhang zwischen den durchgeführten Maßnahmen und der Freizeitattraktivität des Gebietes zu erheben (2012: 15). Der Freizeit- und Erholungswert ergibt sich aus den Informationen über Reiselänge und –ausgaben der BesucherInnen. In Form einer repräsentativen Befragung der Drau-BesucherInnen kann auf diese Weise der Erholungs- und Freizeitwert (Konsumentenrente, Zahlungsbereitschaft) ermittelt werden.

Eine andere Möglichkeit ist die Anwendung eines Choice Experiments. Den Befragten werden verschiedene Maßnahmenpakete unterschiedlicher Naturraumausstattungen und Infrastrukturniveaus vorgelegt, die jeweils mit einem Preis (z.B. Anreisekosten, -distanz) verbunden sind. Diese Optionen werden paarweise vorgelegt. Aus den einzelnen Wahlentscheidungen ergibt sich implizit eine (marginale) Zahlungsbereitschaft für die verschiedenen Veränderungen der Eigenschaften (z.B. Zahlungsbereitschaft im Sinne der Reisebereitschaft für eine höhere Naturnähe oder eine bessere Ausstattung mit Wegen). Im Projekt *In\_Strömung* bediente man sich dieser Methode, siehe Kapitel 5.4. *Abbildung 1* und *Abbildung 4* (Seite 30) zeigen, wie eine solche Wahlkarte gestaltet werden könnte. Die CE Methode hätte den

Vorteil, dass die Umgestaltung selbst mehr im Vordergrund stehen würde als dies etwa bei der Reisekostenmethode der Fall ist. Die BesucherInnen könnten ihr Zustimmung, bzw. auch ihre Abneigung, gegenüber der Flussrevitalisierung, besonders in Bezug auf die späteren Nutzungsmöglichkeiten, zeigen, wobei ein Wahlexperiment auch Optionen beinhalten kann, die noch nicht realisiert wurden (bzw. nicht geplant sind). Somit ist es durch die Erfassung der Zahlungsbereitschaft für die einzelnen Eigenschaften eines Programms auch möglich, jene Naturschutzmaßnahmen zu identifizieren, die aus Sicht der Befragten den größten Nutzen (auf Erholungs- und Freizeitwert, eventuell auch Biodiversität) aufweisen.

### **6.2.2. Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe**

Anders als bei dem vorher genannten Freizeit- und Erholungswert beziehen sich die Werte des Landschaftsbildes und des Natur- und Kulturerbes auf die passive Interaktion mit der Natur, wobei die visuelle Komponente besonders im Vordergrund steht. Die Uferbereiche wurden durch die Renaturierungs- und Revitalisierungsmaßnahmen an der Drau deutlich natürlicher, kleiner strukturiert und diverser. Untersuchungen wie die von Hoisl et al. (2000) argumentieren, dass Naturnähe und Abwechslungsreichtum die ausschlaggebenden Faktoren bei der Bewertung der Attraktivität eines Raumes zur naturbezogenen Erholung darstellen können. Eine als naturnah oder divers empfundene Landschaft ist – dies sei einschränkend hinzugefügt – nicht unbedingt auch tatsächlich eine naturnahe, artenreiche oder ökologisch intakte aus Sicht der Ökologie.

Das RESI-Projekt schlägt zur Bewertung des Landschaftsbildes einen zusammengesetzten Indikator aus den Faktoren Vielfalt (der Struktur und Topographie), Natürlichkeit (über den Hemerobie-Index) und Eigenart (Seltenheit der Landschaftstypen) vor.

Um eine monetäre Bewertung durchzuführen, greifen viele Studien auf die Bedeutung des Landschaftsbildes als „grüne Infrastruktur“ für den Tourismus zurück. Für das Pöllauer Tal, das für seine Streuobstwiesen bekannt ist, wurde ein Landschaftswert anhand der touristischen Nächtigungszahlen und Durchschnittsausgaben der Region (abzüglich der 75% SeminarernehmerInnen) ermittelt (Schwaiger et al. 2018: 34). Getzner (2019) dokumentiert die Bewertung eines typischen alpinen Landschaftsbildes im Salzkammergut und im Pinzgau anhand einer Kontingenzbefragung von Urlauber/innen. Dabei wurden den Befragten Fotos unterschiedlicher Varianten des Erscheinungsbildes der Landschaft vorgelegt und eine Zahlungsbereitschaft für die Realisierung verschiedener Naturschutzoptionen abgefragt.

Derartige Bewertungsansätze ließen sich auch im Oberen Drautal durchführen, wobei eine Kombination der erstgenannten, ökologisch-qualitativen mit einer ökonomischen Bewertung zielführend wäre. Jedenfalls wären die ökologischen Grundlagendaten aus den verschiedenen Projektunterlagen zu entnehmen bzw. hinsichtlich der Naturnähe und des Landschaftsbildes aufzubereiten. Für die ökonomischen Bewertungen wären eigene neue Erhebungen notwendig.

In Bezug auf Hochwasserschutz und Landschaftsbild kann noch angemerkt werden, dass technischer Hochwasserschutz in Form von Hochwasserschutzmauern und –dämmen, Rückhaltebecken oder Flutpoldern, in der Regel als Beeinträchtigung des Landschaftsbildes wahrgenommen wird.

### 6.2.3 Existenz-, Options- und Vermächtniswert

Der Options- und Vermächtniswert beziehen sich auf eine spätere aktive oder passive Nutzung eines Ökosystems, entweder der gleichen Individuen oder einer späteren Generation. Im Gegensatz dazu gibt es den nicht nutzungsbezogenen Existenzwert, da davon ausgegangen wird, dass Arten, Ökosysteme und Landschaften allein durch ihre Existenz einen ökonomischen Wert besitzen. Bei der ökonomischen Bewertung von ÖSL kann der Existenzwert einen wichtigen Wertposten einnehmen (Meyerhoff 1998: 13).

Eine der ersten und bekanntesten Studien, jene von Loomis und White aus dem Jahr 1996, untersuchte die Zahlungsbereitschaft für die Erhaltung gefährdeter und seltener Tierarten in den USA mithilfe von Kontingenzbefragungen (CVM). Diese Studie zeigt, dass Menschen, auch wenn sie Arten persönlich nicht sehen oder nutzen können, dennoch eine Zahlungsbereitschaft für deren Existenz besitzen. Es wurden dabei, je nach Tierart, Werte zwischen 6 und 95 Dollar pro Haushalt und Jahr ermittelt. Statistisch lag die Zahlungsbereitschaft bei Vögeln und Meeressäugern höher als die von Fischen, landlebenden Säugetieren und Reptilien (Loomis & White 1996: 2014). Bei den betrachteten Tierarten handelt es sich um allgemein bekannte und durchwegs beliebte Spezies, deren Schutz aber wiederum eng mit dem Schutz ganzer Lebensräume und vielen anderen Arten in Verbindung steht. Für Feuchtgebiete und Au-landschaften liegen für Österreich einige wenige Untersuchungen vor, so z.B. mit Schwerpunkt auf den Donauauen Schönböck et al. (1997), Kosz (1996) und Bliem und Getzner (2012), sowie für die Mur in der Steiermark Getzner (2012 und 2015).

Auch im Oberen Drautal ließen sich derartige Erhebungen durchführen. Eine geeignete prominente Art („Flagship-Species“) wäre zum Beispiel der Eisvogel. Genauso könnte man auch die Zahlungsbereitschaft für den Erhalt der Ökosysteme, zum Beispiel der charakteristischen Grauerlenauen des Gebiets, durch Choice Experimente oder CVM abfragen.

### 6.2.4. Bereitstellung von Habitaten und Verbesserung der natürlichen Dynamik

Beide LIFE Projekte an der Oberen Drau setzen einen besonderen Schwerpunkt auf die Verbesserung und Neuschaffung von Habitaten. In den Projektberichten ist ausführlich angeführt, wie die Flusslandschaft verändert wurde, um die Biodiversität zu fördern, etwa die Schaffung von Seitenarmen, Flutmulden und Auengewässern im Umfeld, die sich als Laichgründe eignen, oder die Entfernung der Ufersicherung, da natürliche Ufersteilwände etwa Brutbiotope für Eisvögel darstellen. Michor fasst zusammen, dass insgesamt rund 28 ha zusätzlicher alpiner Flusslebensraum geschaffen werden konnten (2014: 354).

Das biologische Monitoring zeigt, dass die neuen Habitate und Habitatselemente angenommen werden. So wird etwa die rasche Besiedlung der Schotterinseln von Pflanzen wie der seltenen Deutschen Tamariske oder dem Zwergrohrkolben und Tieren wie dem Flussläufer beschrieben (Michor 2014: 355). Die Bewertung der Habitatsvielfalt und –dynamik stellt auch eine wichtige Kategorie in der Steckbriefbewertung der einzelnen Drauabschnitte dar (REVITAL 2014).

Während sich qualitativ die Verbesserung der Habitate klar darstellen lassen, ist eine monetäre Bewertung der Habitatsfunktion mit methodischen Problemen behaftet, da es sich, wie auch beim Existenzwert, meist um nicht nutzungsbezogene Wertschätzungen handelt. Auch in diesem Fall könnte man die

Zahlungsbereitschaft für Arten oder Biotope mittels kontingenter Befragungsmethode oder auch in Form eines Choice Experiments ermitteln. Allerdings müsste die Habitatfunktion und die Verbesserung der natürlichen Dynamik trennscharf zu bewerten sein, und nicht ‚nur‘ als Vorleistung für die anderen Ökosystemdienstleistungen (z.B. Existenzwert, Artenschutz) bewertet werden können, da ansonsten die Gefahr von Doppelzählungen zu groß ist.

### 6.2.5. Hochwasserregulierung

Eine Verbesserung des Hochwasserschutzes war einer der wesentlichen Gründe zur Durchführung der LIFE-Projekte an der Drau. Die Gewässeraufweitung spielt dabei eine besondere Rolle, da sie eine Erhöhung der Wasserhaltekapazität und eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit ermöglicht. Es wurde zudem vorgesehen, dass es schon bei 10-jährigen Hochwasserereignissen zu einem Übertreten der Ufer und der Ausbreitung des Wassers im Tal kommt. Auf diese Weise sollen flussab gelegene Orte vor Überschwemmungen geschützt werden (Unterlercher & Sereinig 2011: 8).

Im Rahmen des LIFE Projekts durchgeführte Schutzmaßnahmen wurden in Bezug auf ihre Effektivität bewertet. Weiters wurde erhoben, wie viele Personen sich nach der Umsetzung noch im überschwemmten Bereich bei HQ30, HQ100 und HQ300 befinden (REVITAL 2014). Diese Informationen bieten sich für einen Vorher-Nachher Vergleich an, um die Schutzwirkung zu quantifizieren.

Die monetäre Bewertung der Ökosystemleistung Hochwasserschutz wird häufig anhand von Ersatzkosten oder anhand von entgangenem Schaden ermittelt (Brander 2013: 90). Als Eingangsparameter dient meist das Retentionsvolumen, also die Wasserrückhaltekapazität sowohl im Gewässer selbst als auch in den angrenzenden Ufer- und Auegebieten (in m<sup>3</sup>). Darauf aufbauend lässt sich beispielsweise ein Vergleich mit den Kosten von anderen (meist technischen) Hochwasserschutzmaßnahmen, etwa dem Bau eines Retentionsbeckens oder einer Hochwasserschutzmauer, durchführen.

Simulationen und Modellierungen ermöglichen es, festzustellen, auf welche Weise die Projektmaßnahmen zu einem veränderten Abflussverhalten bei unterschiedlichen Pegelständen führen. So lässt sich ermitteln, welche Bereiche durch die Maßnahmen bei gewissen Pegelständen nicht mehr überflutungsgefährdet sein werden. Der Wert der dort vorhandenen Schutzgüter (bzw. jener Teil, der bei einer Verringerung der Überflutungshäufigkeit und Höhe geschützt würde) kann zur Grundlage eines Wertes der Ökosystemdienstleistung herangezogen werden. Die Gewässersanierung des Skjern-Flusses in Dänemark hatte positive Auswirkungen auf 30 Häuser in der Umgebung, weshalb man die reduzierte Überflutungshäufigkeit mit 30.000 Dänischen Kronen (etwa 4.000 Euro) pro Jahr bewertete (d.i. der vermiedene Schaden einer Überflutung). Bei einer Diskontierungsrate von 3% ergibt das über die gesamte Planungsperiode (z.B. technische Lebensdauer einer Anlage) einen Gegenwartswert von 1 Million Kronen bzw. 134.000 Euro (Dubgaard et al. 2003: 10). Eine besondere Bedeutung hatte diese Bewertungsart in der stark überflutungsbedrohten Stadt Pickering in Nord Yorkshire. Hier wurde errechnet, welchen Anteil des Schadens des Hochwassers im Jahre 2007 in Höhe von 7 Millionen Pfund verhindert hätte werden können; dieser wurde in eine Annuität umgerechnet, um eine Schätzung des Nutzens der Anlagen zu erhalten (Nisbeth et al. 2015).

Für Österreich bestehen Schätzungen des Wertes von Hochwasserschutzmaßnahmen einerseits aus den (vermiedenen) Kosten technischer Ersatzmaßnahmen. So sind die Kosten für den mobilen Hochwasser-

schutz entlang der Donau in der Wachau ebenso erhoben worden wie jene für die Schaffung ausreichender Rückhaltebecken. Andererseits können die vermiedenen Schäden auf Basis der Daten der verschiedenen Hochwasser berücksichtigt werden (vor allem diese sind aber lokal sehr unterschiedlich). Des Weiteren sind in geringem Ausmaß auch Daten über die Kosten der Umsiedlung von Häusern in Oberösterreich bekannt. Aus Sicht der Zahlungsbereitschaft (Nutzeffekte in Form der Konsumentenrente) sind für Ostösterreich zwei Untersuchungen bekannt, die die Präferenzen privater Haushalte präsentieren (Bliem et al., 2012; Bouwer et al., 2016).

### **6.2.6. Erosionskontrolle & Sedimentregulierung**

Eines der größten Probleme der Drau vor der Umsetzung der Projekte war die zunehmende Sohlenerosion, zu der es aufgrund der zu geringen Geschiebezufuhr aus verbauten Wildbächen kam. Dies führt(e) zu einem sinkenden Grundwasserspiegel und wiederum zum Austrocknen der angrenzenden Auen (Petutschnig 2000: 30). Diesem Prozess wurde mit der Ausweitung des Flusses entgegengewirkt, eine Maßnahme, die auch geeignet ist, um den Geschiebetransport allgemein zu verlangsamen. An der Drau wurden sowohl zur Veränderung der Sohlenlage als auch zur Durchgängigkeit des Geschiebes quantitative Untersuchungen durchgeführt. Berechnungen aus dem Kanton Luzern zeigen, dass es in einem 90 m breiten Gerinne nur noch zu 50% des Transports kommen würde wie in einem 60 m breiten Gerinne (Kanton Luzern 2015: 2).

Neben der Breite der Rinne haben andere morphologische Gewässerfaktoren, etwa das Krümmungsverhalten des Verlaufs oder das Vorhandensein von Elementen wie Kiesinseln, Einfluss auf den Sedimenttransport. Ziel ist das Erreichen eines weitgehenden Gleichgewichts zwischen Sedimenteinträgen (z.B. durch Erosion) und Sedimentausträgen, was bedeutet, dass sich die Sohle weder zunehmend vertieft noch es zu starker Akkumulation kommt (Podschun et al. 2018: 86).

Wenn die natürliche Selbstregulierung nicht funktioniert, werden oft technische Lösungen, wie die Zugabe von Geschiebe, notwendig. Die regulierende Leistung des natürlichen Sedimentmanagements lässt sich im Vergleich mit diesen Ersatzkosten bewerten. Dies wurde zum Beispiel in der Pickering-Studie durchgeführt (Nisbet et al. 2015). Allerdings ergibt sich hierbei die Frage, ob es nicht zu einer Doppelzählung kommt, da das Geschiebemanagement an sich keine Ökosystemleistung i.e.S. ist, sondern nur als Vorleistung, z.B. für den hydrologischen Austausch des Flusses mit den Auflächen, oder für die Wasserqualität und den Artenschutz im Gewässer von Bedeutung ist. Getrennte Bewertungen nur für das Geschiebemanagement – ausgenommen betreffend der Herstellung einer angestrebten Fahrwassertiefe bei Mittelwasser für die kommerzielle Schifffahrt die an der Drau aber keine Bedeutung hat (vgl. Schönbäck et al. (1997) – sind nicht bekannt.

### **6.2.7. Beeinflussung der chemischen Wasserqualität (insb. Nährstoffretention)**

Speziell aus der Landwirtschaft, aber auch (in zunehmend geringerem Ausmaß) aus kommunalen und gewerblich-industriellen Abwässern, kommt es zu Einträgen von Stickstoff (N) und Phosphor (P) in Fließgewässer. Dies kann zur Eutrophierung führen und damit zu negativen Wirkungen auf die Wasserqualität, was dem Erreichen eines „guten ökologischen Zustands“ nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie entgegenwirkt. Auen haben die Fähigkeit, Nährstoffe durch Retention, im Boden oder in Biomasse temporär zurückzuhalten, und Stickstoff durch Denitrifikation dauerhaft abzubauen (Podschun et al. 2018:

57). Im Oberen Drautal wurden 3,2 ha neue Augewässer im Flussumland und eine Fläche von 17,1 ha zur Entwicklung von Auwald geschaffen (Michor 2014: 354), zudem wird durch die Umwandlung von zuvor landwirtschaftlich genutzter Fläche auch der mögliche Eintrag von Stickstoff und Phosphor reduziert.

Da Österreich ein sehr wasserreiches Land ist, somit im Durchschnitt keine Wasserknappheit herrscht, und die Trinkwasserpreise sich nicht auf einem freien Markt bilden, eignet sich die Bewertung der Wasserquantität und –qualität über Marktpreise nicht. Geeignet wäre der Ansatz von Ersatzkosten. Wiederrum wird hierfür das dänische Beispiel des Skjern-Flusses betrachtet. Ausgang war eine Berechnung des Dänischen Umweltministeriums, dass pro Hektar Au 220 kg Stickstoff nicht in den Fluss gelangen. Da die Schaffung von Auen deutlich kostengünstiger als der Bau und Erhalt einer Wasserreinigungsanlage ist, verwendete man in dieser Studie die Kosten für den Entzug von landwirtschaftlichen Flächen als Proxywert, diese betragen 8 Dänische Kronen pro kg Stickstoff, also 1.760 Dänische Kronen (=235 Euro) pro Hektar Au. Weiters führte man keine eigne Bewertung der P-Retention durch, da die Ersatzmaßnahme sich gleichzeitig auf beide Nährstoffe auswirkt (Dubgaard et al. 2003: 11). Da diese Werte sehr niedrig sind, ist im Vergleich mit einer deutschen Studie für die Renaturierung der Elbe zu sehen. In diesem Fall wurde die Wasserreinhaltungsfähigkeit der Au der technischen Reinigung in Wasserreinigungsanlagen gegenübergestellt. Je nach Reduktionsziel (5–35% der Nährstoffe im Wasser) bewegen sich die marginalen Kosten zur Reduktion von Phosphor zwischen 5,3 und 137 Euro pro Kilogramm und die für Stickstoff zwischen 3,8 und 125 Euro pro Kilogramm. Pro Hektar Au kommt man so auf einen Wert zwischen 1.716 Euro und fast 53.000 Euro (Grossmann 2012: 114). Die neugeschaffenen Auen an der Oberen Drau ließen sich auch auf diese Weise bewerten, wobei sowohl die Retentionsleistung erhoben als auch geeignete Ersatzmaßnahmen ausgewählt werden müssten.

Neben den Stickstoff- und Phosphoreinträgen gelangt auch organisches Material in den Fluss, wodurch die Wasserqualität beeinträchtigt wird. Die Selbstreinigungsleistung eines Fluss-Auen-Systems ist u.a. abhängig von der Morphologie, dem Sauerstoffgehalt im Wasser und der Fließgeschwindigkeit. Naturnahe, eher flache und schnellströmende Flüsse bieten einen gut geeigneten Lebensraum für Mikroorganismen, die organisches Material abbauen, weshalb die Reinigung besonders rasch abläuft. Auch diese Verbesserung der Wasserqualität ließe sich mit den Kosten (Investition, Erhaltung, Betrieb) einer Kläranlage vergleichen.

Darüber hinaus verringert Ufervegetation auch den Eintrag von Sedimenten in den Fluss, und die Beschattung des Gewässers durch Bäume verringert die Wassertemperatur, was sich wiederum positiv auf die Habitategnung für bestimmte Fische auswirkt und zu einem „guten chemischen Zustand“ nach Wasserrahmenrichtlinie beiträgt (Dittich et al. 2018: 11).

### **6.2.8. Speicherung von Kohlenstoff**

Die Torf- und Moorböden in Auen sind in der Lage, große Mengen an Kohlenstoff zur Verringerung klimarelevanter Treibhausgase zu binden. Solange diese Ökosysteme nicht beeinträchtigt sind leisten sie einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz. Durch Entwässerung und andere anthropogene Eingriffe werden diese Landschaften zu Treibhausgasemittenten. Die Renaturierung und Wiederherstellung des natürlichen Überflutungsverhalten kann diesen Prozess stoppen, und die Kapazität, CO<sub>2</sub> zu speichern

sukzessive wiederherstellen (Parish et al. 2008). Auch andere Maßnahmen, die bei einer Gewässerrenaturierung durchgeführt werden, wirken sich auf die Kohlenstoff-Bindung aus, etwa Aufforstungen. An der Oberen Drau wurden neue Auwälder angelegt und die Bewirtschaftung in bestehenden Auwäldern extensiviert. Wälder sind wichtige Kohlenstoffsinken, da CO<sub>2</sub> durch das Pflanzenwachstum gebunden wird. Während bei der thermischen Nutzung von Holz das CO<sub>2</sub> wieder in die Luft freigegeben wird, stellt Totholz, das im Wald verbleibt, auch weiterhin einen gewissen Kohlenstoffspeicher dar.

Jenkins et al. (2010: 1054) betrachten neben der Speicherung von Kohlenstoff in Böden und Organismen auch die CO<sub>2</sub>-Mitigation, die sich durch die Außerbetriebnahme von landwirtschaftlich genutzten Flächen ergibt, auch dies könnte im Fall der Drau betrachtet werden, da 55 Hektar landwirtschaftliche Fläche zur Neuanlage von Lebensräumen abgekauft wurden.

Die wichtigste Eingangsgröße zur ökonomischen Bewertung ist die jährlich zurückgehaltene Menge an Kohlenstoff (umgerechnet in CO<sub>2</sub> oder CO<sub>2</sub>-äqu.), die sich aus den Renaturierung ergibt. Verschiedene kostenbasierte Ansätze, die auf realen Marktpreisen basieren, können bei der Monetisierung zum Einsatz kommen. Bei Kohlenstoffemissionen, die im europäischen Emissionshandelssystem (EU-ETS) gehandelt werden, kann auf aktuelle Marktpreise pro Tonne CO<sub>2</sub> zurückgegriffen werden. Der Preis der Zertifikate ist seit dem letzten Jahr stark gestiegen: während er sich zwischen 2012 und Ende 2017 zwischen 5 und 8 EUR/t bewegte, beträgt er aktuell rund 29 EUR/t CO<sub>2</sub> (Juli 2019).

Zwei andere Ansätze sind die Bewertung der verringerten Emissionen anhand alternativer Vermeidungskosten sowie anhand der Schadenskosten von Treibhausgasemissionen. Vermeidungskosten sind Investitionen in technische Maßnahmen, die zu CO<sub>2</sub>-Ersparnissen führen, etwa die Sanierung von Gebäuden oder den Ausbau erneuerbarer Energien. Hierbei zeigt sich allerdings, dass für manche technischen Ersatzmaßnahmen die Vermeidungskosten, z.B. bei betriebswirtschaftlich rentablen Sanierungsinvestitionen (vgl. Böhm und Getzner, 2017), auch negativ sein können.

Weiters können die sozialen Kosten des Klimawandels und somit von THG-Emissionen (Social Cost of Carbon, SCC) herangezogen werden; diese Ansätze versuchen, die Schäden des Klimawandels auf einen Betrag (EUR oder USD) pro Tonne ausgestoßenem CO<sub>2</sub> umzurechnen. Da diese Berechnung mit großen Unsicherheiten behaftet und auch abhängig von der gewählten Diskontierungsrate ist, kann das Ergebnis auch nur in Form einer Bandbreite angegeben werden; Nordhaus et al. geben je nach Szenario Werte zwischen 30 und 184 Dollar an (2017), während eine Studie in Nature Climate Change einen globalen SCC von 177 bis 805 USD pro Tonne berechnete (Ricke 2018: 895).

### 6.2.9. Mikroklimaregulation

Gewässer und feuchte Auegebiete wirken stabilisierend auf das Mikroklima: tagsüber wirkt Verdunstungskälte kühlend, während nachts durch Kondensationswärme die Abnahme der Lufttemperatur gedämpft wird (Podschun et al. 2018: 77). Hinzu kommen die Evapotranspiration und Beschattungswirkung der Auwald- und Ufervegetation.

Bisher hat sich noch keine ökonomische Bewertungsmethode für mikroklimatische Effekte in ländlichen Räumen etabliert. In Städten lässt sich die Wirkung von Bäumen und Wasserflächen als Puffer gegenüber Hitzeinseleffekten beobachten, diese kann man wiederum über eingesparte Stromkosten für Kli-

maanlagen bewerten (Jim, & Chen 2009: 189f). Auch eine Bewertung über die Reduktion von hitzebedingten Erkrankungen und Todesfällen wurde bereits durchgeführt (New Jersey Department of Environmental Protection Division of Water Quality 2018: 15). Für das ländliche Obere Drautal eignen sich beide Bewertungsmethoden jedoch nicht.

#### **6.2.10. Kulturpflanzen und Nutztiere mit Ernährungszweck**

Um die Gewässeraufweitungen durchzuführen und neue Auwälder und Seitengewässer zu ermöglichen, wurden zuvor landwirtschaftlich genutzte Flächen aufgekauft und dauerhaft außer Bewirtschaftung gesetzt. Für das erste LIFE Projekt wurden insgesamt 55ha gekauft und zusätzlich Weiderechte auf 5ha Auwald abgelöst (siehe *Tabelle 9*).

Zur ökonomischen Bewertung dieser Landnutzungsänderungen kann im Sinne der Bodenrente und des Ertragswerts der Wert der potentiellen landwirtschaftlichen Erzeugnisse herangezogen werden. Im Handbuch des RESI-Index wird empfohlen, die Menge der Erzeugnisse anhand der Standortfaktoren Ertragspotential und Überflutungshäufigkeit zu ermitteln (Podschun et al. 2018: 35). Die Produkte werden mit Marktpreisen bewertet (Deckungsbeitrag, d.h. Marktpreise ab Hof abzüglich Erntekosten) und das Ergebnis kann sowohl jährlich als auch über eine Zeitspanne summiert und abgezinst als Gegenwartswert dargestellt werden. Für eine konkrete Bewertung müsste bekannt sein, wie sich die Mengen an landwirtschaftlichen Erzeugnissen durch die Maßnahmen verändert hat.

#### **6.2.11. Biomasse**

Die Veränderung des Wertes der Biomasseproduktion als Ökosystemleistung lässt sich analog zu der landwirtschaftlichen Produktion bewerten. Die Menge an Biomasse (z.B. Holz), die durch die veränderte Nutzung wegfällt, bzw. in neuen Auwäldern auch generiert wird, wird quantifiziert. Danach lässt sich anhand der Marktpreise für die Produkte, in diesem Fall insbesondere Holz, eine Monetarisierung durchführen.

#### **6.2.12. Wildtiere**

Wie schon in Punkt 6.2.4. ausgeführt, wurden durch die LIFE-Projekte an der Oberen Drau neue und verbesserte Lebensräume für Wildtiere und Fische geschaffen. Die Bestände an Forellen, Äschen und Huchen besitzen eine hohe Attraktivität für FischerInnen, wie man zum Beispiel im Kärntner Fischerei-Blog lesen kann (Kaerntner-Fischerei.at). Da die Fischerei im oberen Drautal jedoch überwiegend als Freizeitbeschäftigung und demnach ohne starke kommerzielle Motivation betrieben wird, sind diese Aktivitäten dem der Ökosystemleistung der Freizeit und Erholung (Punkt 6.2.1.) zuzurechnen.



### 6.2.13. Zusammenfassung der Ökosystemdienstleistungsbewertung Obere Drau

Tabelle 11: Zusammenfassung der Wirkungen und Bewertungsmethoden für das Beispiel Obere Drau gibt einen Überblick über die Wirkungen der LIFE Projekte auf die ÖSL der Oberen Drau und fasst zusammen welche Methoden zum Einsatz kommen könnten um diese zu bewerten.

Tabelle 11: Zusammenfassung der Wirkungen und Bewertungsmethoden für das Beispiel Obere Drau

| ÖSL  | Beispiel wie ÖSL an der Drau beeinflusst wurde, bzw. beeinflusst sein könnten   | Eingangsinformationen und Grundlagen   | Vorgeschlagene Bewertungsmethode(n)   |
|--|---|--|---|
| Freizeit und Erholung                            | Steigerung der Naturnähe, Erhalt der Zugängigkeit (Fuß- und Radwege), Elemente der BesucherInnenlenkung, Badebucht  | Fragebogenerstellung   | Abfrage der Besuchshäufigkeit und der Reisekosten der BesucherInnen                           |
|  |   | Vorbereitung des Wahl-experiments  | Befragung zur Zahlungsbereitschaft für eine unterschiedliche Gestaltung der Flusslandschaft   |
| Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe           | Steigerung der Naturnähe durch Annäherung an den historischen Flusszustand  | Abschätzung veränderter Nachfrage durch TouristInnen, durchschnittliche Ausgaben                                   | Ermittlung der durch den Fluss entstehenden Tourismusausgaben (z.B. Drautalradweg)            |
| Existenz-, Options- & Vermächtniswert            | Vorkommen gefährdete Tier- und Pflanzenarten, z.B. Huchen, Eisvogel, Fischotter, Deutsche Tamariske, Zwergrohrkolben,   | Fragebogenerstellung   | Befragung zur Zahlungsbereitschaft für den Erhalt der Landschaft oder einzelner Arten         |
| Biodiversität & Habitatsbereitstellung           | Erhöhung der Struktur- und Habitatsvielfalt z.B. über die Schaffung von Schotterbänken & Nebenarmen sowie der Entfernung der Ufersicherung                                |  |   |
| Hochwasserregulierung                            | Gewässeraufweitung und Entfernung der Ufersicherung zur Ermöglichung der Ausbreitung des Wassers in die Breite, Einbringen von Strukturelementen die Abfluss beeinflussen | Wasserrückhaltekapazität, Auswirkung auf das Überflutungsverhalten bei unterschiedlichen Pegelständen (Simulation) | Ermittlung der ergangenen Schadenskosten durch eine reduzierte Überflutungswahrscheinlichkeit |
| Erosionskontrolle & Sedimentregulierung          | Annäherung an natürliches Sedimentmanagement, Reduktion der Sohlvertiefung  | Abschätzung des Sediment   | Ersatzkosten für technische Ersatzmaßnahmen   |
| Beeinflussung der chemischen Wasserqualität      | Rückhalt von Stickstoff und Phosphor in Uferrandstreifen und Auwäldern*   | Abschätzung des Nährstoffrückhalts   |   |
| Speicherung von Kohlenstoff                      | Speicherung von Kohlenstoff in der Vegetation und den Böden der Uferrandstreifen und Auwälder*  | Abschätzung der Kohlenstoffretention   | Vergleich mit den Kosten von CO <sub>2</sub> Zertifikaten                                     |
|  |   |  | Vergleich mit Schadenkosten des Klimawandels (SCC)  |
| Mikroklimaregulation                             | Beschattung und kühlende Wirkung von Fließgewässern*  | Messung oder Abschätzung der Temperaturveränderung   | Ersatzkosten für technische Mikroklima-beeinflussung etwa durch Klimaanlageanlagen            |
| Kulturpflanzen und Nutztiere mit Ernährungszweck | In diesem Fall negativ – landwirtschaftliche Flächen wurden außer Betrieb gesetzt   | Abschätzung von Veränderungen in landwirtschaftlicher Produktion   | Marktpreise für landwirtschaftliche Produkte  |
| Biomasse   | Neugeschaffene Auwälder – Wert ist abhängig von Nutzungsrechten   | Abschätzung veränderter Holzmengen   | Marktpreise für Holz und andere Biomasse  |
| Wildtiere  | Verbesserte Lebensraumbedingungen für Fische  | Zählung oder Schätzung der veränderten Fisch Populationen  | Marktpreise für Fisch (bei kommerziellem Fischfang)   |

Quelle: Eigene Konzeption und Zusammenstellung, 2019.

## 7. Ökosystemleistungsbewertung im Rahmen von integriertem Hochwasserschutz und GE-RM

Ein Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepten (GE-RM), wie bereits in Kapitel 3.1 ausgeführt, stellt eine transdisziplinäre flussraumbezogene Fachplanung dar, bei der, unter Einbindung aller relevanten Interessengruppen, eine gemeinsame Erfüllung der EU-Wasserrahmen- und Hochwasser-richtlinien angestrebt wird. Integrativer Hochwasserschutz, mit einem Schwerpunkt auf ökologisch wirksame Maßnahmen, spielt dabei eine wichtige Rolle. Der Ansatz der Ökosystemleistungen und ihrer Bewertung bietet Potential die vielfältigen Vorteile abgestimmter flussraumbezogener Planung, mittels GE-RM, besser hervorzuheben. Die Stärken liegen dabei insbesondere in der Kommunikation, dem Interessensausgleich und der Evaluierung.

Dadurch, dass Leistungen der Flusslandschaften, die bisher weder quantifiziert noch monetär bewertet wurden, systematisch erhoben werden, kann deren Bedeutung explizit ausgedrückt werden. Die Betrachtung der ÖSL ermöglicht dabei eine sektorübergreifende Perspektive, da neben dem Hochwasserschutz Belange der Ökologie, des Klimaschutzes, der Naherholung und des Fischfangs genauso wie die land- und forstwirtschaftliche Nutzung einbezogen werden (können). Veränderungen in den einzelnen Leistungen, die wiederum unterschiedliche Personengruppen und Sektoren betreffen, können übersichtlich und dargestellt werden. Auf diese Weise kann die Bewertung der veränderten Leistungserbringung in einer frühen Phase des Projektes zu einem Interessensausgleich beitragen.

Auch wenn bei einem GE-RM Prozess versucht wird, die Anliegen aller relevanten AkteurInnengruppen einzubeziehen, kann es speziell für die EigentümerInnen von bewirtschafteten Grundstücken in Gewässernähe zu negativen Effekten kommen. Gewässeraufweitungen, als wichtiger Bestandteil des integrativen Hochwasserschutzes, sind flächenintensiv, da zuvor anders, häufig landwirtschaftlich, genutzte Flächen dem Gewässer zugeschlagen werden und es auf anderen Flächen auch zu Nutzungseinschränkungen kommen kann. In der Praxis werden diese Flächen häufig abgelöst. Die ÖSL-Bewertung kann genutzt werden, um den Kosten für die Flächenbeschaffung die erwarteten Wirkungen auf die Naherholungsqualität und den ökologischen Zustand gegenüberzustellen.

Eine ÖSL Bewertung bietet sich jedoch auch als Ex-post-Evaluierungen an, mit der nach Abschluss der Maßnahmen deren wohlfahrtsbasierten Wirkungen erhoben werden was ermöglicht die Effizienz des Projektes rückblickend zu beurteilen. Auf den Ergebnissen aufbauend, kann die Effektivität der Renaturierung sowie die Umsetzung ähnlicher Projekte argumentiert werden. Etwa ist die Ökosystemleistungsbewertung ist ein geeignetes Kommunikationsinstrument um die Synergien zwischen Hochwasserschutz- und Umweltzielen bei Planungen und Maßnahmen im Flussraum aufzuzeigen.

Im Rahmen der Bestandsaufnahme, dem zweiten Schritt in einem GE-RM Prozess, werden bereits viele Daten erhoben, die zu einer Bewertung der ÖSL herangezogen werden können. Dazu gehören zum Beispiel Untersuchungen zum Hochwasserrisiko, biologische Qualitätskriterien, Wassernutzungen genauso wie die Betrachtung der Erholungsfunktion. Sollte eine ÖSL Bewertung nicht nur fallweise, sondern systematisch im Rahmen aller GE-RM angedacht werden, besteht eine Herausforderung darin, die einzelnen Ökosystemleistungen soweit zu operationalisieren und an verfügbare Daten anzupassen, dass nur wenige zusätzliche Primäruntersuchungen nötig sind.

## 8. Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Ökologisch wirksame Maßnahmen im Rahmen des integrativen Hochwasserschutzes tragen nicht nur dazu bei, Schutzgüter in Gewässernähe zu bewahren, sondern wirken auch auf eine Vielzahl natürlicher Prozesse und Elemente und verändern auf diese Weise die Erbringung von Leistungen von Gewässerökosystemen: Habitate werden neugeschaffen oder wiederhergestellt, Prozesse wie das Sedimentgeschiebe oder die natürliche Wasserreinhaltung begünstigt, und vielerorts entstehen auch neue Räume für naturnahe Erholung. Über diese Wirkungen unterscheiden sie sich deutlich von technischen Maßnahmen wie etwa dem Bau von Dämmen oder Retentionsbecken. Durch eine systematische Einordnung und Bewertung dieser Effekte, wie sie in dieser Studie behandelt wird, kann ihr gesellschaftlicher und ökonomischer Wert aufgezeigt werden. Bezieht man Nutzen, die durch positive Wechselwirkungen etwa auf Erholung und Tourismus sowie Artenreichtum entstehen mit ein, können ökologische Hochwasserschutzmaßnahmen neben ihren ökologischen Vorteilen oft auch mit ökonomischer Effizienz überzeugen.

Im ersten Teil der Arbeit wurden die 12 für den Gewässerkontext relevantesten Ökosystemleistungen identifiziert und auf ihre Beeinflussung durch ökologische Hochwasserschutzmaßnahmen untersucht (siehe dazu Tabelle 4). Da Maßnahmen, wie etwa die Gewässeraufweitung, das Anlegen von Auwäldern oder die Schaffung von Strukturelementen die Naturnähe und somit ökologische Strukturen und damit verbundene Prozesse fördern ist mit überwiegend positiven Auswirkungen auf ÖSL zu rechnen. Besonders gilt dies für die Habitatsbereitstellung und kulturelle Leistungen, wie das Landschaftsbild. Diese Verbesserungen können als zusätzliche Argumente für die Umsetzung integrierter Hochwasserschutzprojekte herangezogen werden. Aufgrund des Flächenverbrauchs einzelner Maßnahmen kann es Einschränkungen in der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung im Gewässerumfeld kommen. Diese lassen sich anhand der Bodenrente und des Wertes potentieller landwirtschaftlicher Erträge monetarisieren, womit eine Grundlage in der Diskussion über die Ablösung der Fläche oder Entschädigung für reduzierten Einkommen geschaffen wird.

Die konkreten Auswirkungen von integrierten Hochwasserschutzprojekten müssen von Fall zu Fall festgestellt werden, da sie nicht nur stark von Umgebungsfaktoren, sondern auch von der konkreten Umsetzung beeinflusst werden. Weiters ist eine getrennte Betrachtung der Wirkungen der einzelnen Maßnahmen, wie sie in Tabelle 4 durchgeführt wurde, in der Praxis wenig zielführend bzw. nicht möglich, da sie gemeinsam konzipiert und implementiert werden. Auf diese Weise kommt es auch zu kumulativen Effekten, die vor Ort bewertet werden können.

Ein Schwerpunkt der Studie betraf die Vorstellung von in der Praxis eingesetzten ökonomischen Bewertungsmethoden für Ökosystemleistungen. In der internationalen Literatur findet man bereits eine Reihe von empirischen ÖLS-Studien im Gewässerbereich, was ein deutliches Interesse an (Primär-) Untersuchungen zum Thema Gewässerbewirtschaftung und ÖSL zeigt. Die Studien betrachten dabei eine unterschiedliche Anzahl von Leistungen, deren Bewertung wiederum stark vom Kontext und dem Forschungsdesign abhängig ist. In Deutschland gibt es jedoch mit dem RESI, River Ecosystem Service Index, bereits einen Ansatz zur Systematisierung, wenn auch dieser (noch) keine monetäre Bewertung einsetzt.

Die monetäre Bewertung kann dabei helfen, die Ergebnisse kommunizierbar zu machen, Wirkungen in unterschiedlichen Bereichen zusammenzufassen und/oder sie den Kosten, etwa in einer Kosten-Nutzen-Analyse, gegenüberzustellen. Letzteres wurde zum Beispiel am Skjern-Fluss in Dänemark durchgeführt, bei dem trotz der hohen Kosten der großräumigen Renaturierung unter Verwendung üblicher Diskontierungsraten jedenfalls ein positiver Nettonutzen des Projekts festgestellt werden konnte.

Auch wenn der Ansatz des Total Economic Value eine möglichst umfassende Bewertung der ÖSL eines Ökosystems ermöglichen soll, gibt es trotzdem einen Mehrwert, der von intakten Naturräumen ausgeht und der in den in dieser Studie vorgestellten Bewertungsmethoden nicht ausreichend abgebildet wird. Wie bereits in Kapitel 5.1 diskutiert betrifft das zum Beispiel die Wirkungen auf die menschliche Gesundheit, die von vielen Faktoren beeinflusst wird. Zudem werden Effekte, die indirekt aus ÖLS resultieren, nicht untersucht, etwa, dass naturbezogener Tourismus zu Einnahmen in der Gastgewerbebranche führt. Da sich solche Wertschöpfungs- und Beschäftigungseffekte – im Regelfall - nicht konkret auf Veränderungen in der Leistungserbringung von Ökosystemen zurückführen lassen, werden sie nicht in die Bewertung einbezogen.

Aufbauend auf der Literaturanalyse werden Ansätze zur Bewertung der Hochwasserschutzmaßnahmen in Bezug auf die beiden LIFE-Projekte an der Oberen Drau aufgezeigt. Während die monetäre Bewertung dieser Leistungen in dieser Studie nicht vorgesehen war, wurden die bedeutendsten Wirkungsfaktoren skizziert und angeführt, welche Eingangsdaten und/oder Primäruntersuchungen für die Bewertung benötigt werden. Dabei wird deutlich, dass, dank des durchdachten Monitoringsystems des Projektes, bereits viele Grundlagen, die man zur Bewertung von ÖSL im Oberen Drautal benötigt, erhoben wurden und werden. Dies gilt etwa für die Informationen über Besuchsfrequenz und Nutzungsart der einzelnen Renaturierungsabschnitte, Parameter über die Habitatseignung, Zählungen zu von Hochwasser betroffener Personen oder Untersuchungen zum Sedimentmanagement.

Das Fallbeispiel verdeutlicht auch, dass es durch die Maßnahmen, ohne Frage, zu Veränderungen in der Bereitstellung einer Vielzahl von ÖSL kommt. Einige dieser Effekte wurden bereits explizit in der Vorbereitung, Umsetzung und Evaluierung angesprochen, etwa der Hochwasserschutz oder Erholungswert, andere hingegen könnten noch analysiert und beurteilt werden, um noch besser die kumulativen Wirkungen der Maßnahmen aufzuzeigen.

Wie im letzten Abschnitt der Arbeit diskutiert, können integrative Hochwasserschutzprojekte, insbesondere im Rahmen der transdisziplinären flussraumbezogenen Planung durch GE-RM vom Ansatz der Ökosystemleistungen und ihrer Bewertung profitieren. Die ganzheitliche Betrachtung der Wirkungen in unterschiedlichen Planungsphasen bietet zusätzliche Argumente für die Projektumsetzung und unterstützt den Interessensausgleich, zudem lassen sich die Ergebnisse leichter kommunizieren und zusammenfassen.

## Verzeichnisse

### Literatur- und Quellenverzeichnis

- Alpine-space.eu (2019) HyMoCARES. Alpine Rivers are working for us. InterReg, Alpine-Space.  
URL: <https://www.alpine-space.eu/projects/hymocares/en/home> (Juni 2019)
- Barbier, E. B. (2016). The protective service of mangrove ecosystems : A review of valuation methods. *Marine Pollution Bulletin*, 109(2), 676–681.
- Baumgarten, C., Christiansen, E., Naumann, S., Penn-Bressel, G., Rechenberg, J., & Walter, A.-B. (2011). Hochwasser. Verstehen, erkennen, handeln! Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau.
- Bliem, M., and Getzner, M. (2012). “Willingness-to-pay for river restoration: Differences across time and scenarios.” *Environmental Economics and Policy Studies.*, 14(3), 241–260.
- Bliem, M., Getzner, M., Rodiga-Lassnig, P. (2012). Temporal stability of individual preferences for river restoration in Austria using a choice experiment. *Journal of Environmental Management* 103 (1), 65-73.
- BMNT (vormals BMLFUW) – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2016): Leitfaden Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepte (GE-RM), vorläufige Fassung 2017. Wien.
- BMNT (vormals BMLFUW) – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2017a). Klimawandel in der Wasserwirtschaft. Follow Up zur ZAMG/TU-Wien Studie (2011) Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft im Auftrag von Bund und Ländern. Wien.
- BMNT (vormals BMLFUW) – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2017b). Die Österreichische Strategie zur Anpassung an den Klimawandel. Teil 2 – Aktionsplan. Handlungsempfehlungen für die Umsetzung. Wien.
- BMVIT – Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (2019) Hochwasserschutz. Wien. URL: <https://www.bmvit.gv.at/verkehr/schifffahrt/hochwasserschutz/index.html> (Juni 2019)
- Böhm, M., Getzner, M. (2017). Ökonomische Wirkungen der thermischen Sanierung von Wohngebäuden in Österreich. LIT-Verlag, Münster, London, New York (ISBN 978-3-643-50789-1).
- Brander, L., Brouwer, R., & Wagtendonk, A. (2013). Economic valuation of regulating services provided by wetlands in agricultural landscapes: A meta-analysis. *Ecological Engineering*, 56, 89–96.
- Brouwer, R., Bliem, M., Getzner, M., Kerekes, S., Milton, S., Palarie, T., Szerényi, Z., Vadineanu, A., Wagtendonk, A. (2016). Valuation and transferability of the non-market benefits of river restoration in the Danube river basin using a choice experiment. *Ecological Engineering* 87 (1), 20-29.
- Carolli, M., & Pusch, M. (2018). HyMoCARES project WPT1 Ecosystem Services ( ES ) assessment framework D . T1. 2.1 - Report on functional dependencies of ES on river hydromorphology.

- Carolli, M., Beichler, S. A., Costea, G., & Pusch, M. (2017). HyMoCARES Project WPT1 Ecosystem Services ( ES ) assessment framework D . T . 1 . 1 - Report on ES definition and systematics.
- De Groot, R., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, J., (2010). Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: Kumar P (ed.) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, London: Earthscan, 9–40.
- Dietrich, K., Schröter-Schlaack, C., Hansjürgens, B., & Wiersbinski, N. (2014). *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis*. Workshop IV: Landwirtschaft. (C. Schröter-Schlaack, H. Wittmer, M. Mewes, & I. Schniewind, Eds.). Leipzig: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung. 3-4.
- Dittrich, R., Ball, T., Wreford, A., Moran, D., & Spray, C. J. (2018). A cost-benefit analysis of afforestation as a climate change adaptation measure to reduce flood risk. *Journal of Flood Risk Management*.
- Drauradweg.com (2019) *Der Drauradweg. Die Südseite der Alpen. Von den Dolomiten in die Weite Pannoniens*. URL: [www.drauralradweg.com](http://www.drauralradweg.com) (August 2019)
- Dubgaard, A., Kallesøe, M. F., Ladenburg, J., & Petersen, M. L. (2003). Cost-benefit analysis of the Skjern river restoration in Denmark. In R. Brouwer & D. Pearce (Eds.), *Cost-Benefit Analysis and Water Resources Management*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- Früh, S., Gattenlöhner, U., Hammerl, M., Hartmann, T., Megerle, H., & Spaich, F. (2013). Ökonomischer Wert von Seen und Feuchtgebieten. *Global Nature Fund (GNF)*, 70.
- Getzner, M. (2012). The regional context of infrastructure policy and environmental valuation: the importance of stakeholders' opinions. *Journal of Environmental Economics and Policy* 1 (3), 255-275.
- Getzner, M. (2015). The importance of free-flowing rivers for recreation: A case-study of the River Mur (Styria, Austria). *Journal of Water Resources Planning and Management* 141 (2), 04014050.
- Getzner, M. (2018). Der ökonomische Wert des Schutzes von Tierarten am Beispiel der *Vertigo moulinsiana*. In: Pichler-Koban, C., Ukowitz, M. (Hrsg.), *Der Vertigo-Effekt – Institutionelle Dynamiken im Naturschutz*. Metropolis-Verlag, Marburg, 136-160.
- Getzner, M., Gutheil-Knopp-Kirchwald, G., Kreimer, E., Kirchmeir, H., Huber, M. (2017). Gravitational natural hazards: Valuing the protective function of Alpine forests. *Forest Policy and Economics* 80 (1), 150-159.
- Geyler, S., Laforet, L., Rüger, J., Nowak, K., Holländer, R., Bertzbach, F., & Raehmel, P. (2018). Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern. Umweltbundesamt. Umweltforschungsplan Des Bundesministeriums Für Umwelt, Naturschutz Und Nukleare Sicherheit.
- Götzl, M., Schwaiger, E., Sonderegger, G., & Süßenbacher, E. (2011). *Ökosystemleistungen und Landwirtschaft. Erstellung eines Inventars für Österreich* (Umweltbund). Wien: Umweltbundesamt.

- Gowdy, J., Howarth, R., Tisdell, C. (2011). Discounting, ethics and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. In: Kumar, P. (ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity – Ecological and Economic Foundations*. Routledge, London, pp. 257-283.
- Grossmann, M. (2012). Economic value of the nutrient retention function of restored floodplain wetlands in the Elbe River basin. *Ecological Economics*, 83, 108–117.
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2013). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4 , August-December 2012. *EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003*.
- Haines-Young, R., Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being In: Raffaelli D and Frid C (eds) *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. BES Ecological Reviews Series, CUP. Cambridge: Cambridge University Press, 110–139.
- Hansjürgens, B. (2011). Bewertung von Wasser in Landschaften – Konzepte, Ansätze und Empfehlungen. acatech Materialien – Nr. 8: Diskussionspapier für die acatech Projektgruppe „Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel“. acatech, München
- Hanusch, H., Ilg, G., Jung, M. (2011). *Nutzen-Kosten-Analyse*. München: Verlag Franz Vahlen.
- Hill, E. (2016) SuDS Case Study – “Slowing the Flow” in Pickering, Yorkshire. URL: <http://floodlist.com/protection/suds-case-study-slowing-flow-pickering-yorkshire> (April 2019)
- Hirschfeld, J., Sagebiel, J., Welling, M., Lindow, M., & Rayanov, M. (2018). Wie viel sind uns unsere Gewässer wert? In: StröHmunG Teilprojekt Ökonomische Bewertung. DWA Workshop Leipzig, 24.1.2018. IÖW – Institut Für Ökologische Wirtschaftsforschung. Berlin.
- Jim, C. Y., & Chen, W. Y. (2009). Ecosystem services and valuation of urban forests in China. *Cities*, 26(4), 187–194. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2009.03.003>
- Johnston, R. J.; Boyle, K. J.; Adamowicz, W.; Bennett, J.; Brouwer, R.; Cameron, T. A.; Hanemann, W. M.; Hanley, N.; Ryan, M.; Scarpa, R.; Tourangeau, R.; Vossler, C. A. (2017). Contemporary Guidance for Stated Preference Studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists (JAERE)* 4, 319-405.
- Kanton Luzern. (2015). Hochwasserschutz und Renaturierung Reuss. Geschiebemanagement. Das neue Geschieberegime an der Reuss und seine Folgen. *Bau, Umwelt Und Wirtschaftsdepartment*, (Faktenblatt Nr. 5).
- Kärntner-Fischerei.at (2019) Die Drau - Lebensader einer Alpenregion. URL: <https://www.kaerntnerfischerei.at/index.php?id=11> (August 2019)
- Kosz, M. (1996). Valuing Riverside Wetlands: the Case of the Donau-Auen National Park. *Ecological Economics* 16 (2), 109-127.
- Life-Drau.at (2019) LIFE Projekt Lebensader Obere Drau. Kärntens größte „Naturrückholaktion“ erfolgreich abgeschlossen. URL: <http://life-drau.at/> (August 2019).
- Loomis, J. B., & White, D. S. (1996). Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. *Ecological Economics*, 18, 197–206.

- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington D.C.
- Meyerhoff, J. (1998). Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen, Stand der Diskussion und mögliche Bedeutung für das BMBF-Programm „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“. *Schriftenreihe Des IÖW 136/98. Institut Für Ökologische Wirtschaftsforschung.*, 5.
- Michor, K. (2014). Die Obere Drau in Kärnten – ein Beispiel für Hochwasserschutz mit Mehrwert. In S. Heimerl & H. Meyer (Eds.), *Vorsorgender und nachsorgender Hochwasserschutz* (pp. 351–358). Wiesbaden: Springer Fachmedien.
- New Jersey Department of Environmental Protection Division of Water Quality. (2018). *Evaluating Green Infrastructure. A combined sewer overflow control alternative for long term control plans*, (January).
- Niedermaier, M. (2006). *Klimawandel und Hochwasser*. Institut für Meteorologie und Klimatologie (BOKU-Met). WWF Österreich. Wien.
- Nisbet, T., Roe, P., Marrington, S., Thomas, H., Broadmeadow, S., & Valatin, G. (2015a). *Defra FCERM Multi-objective Flood Management Demonstration project. PROJECT RMP5455: Slowing the Flow at Pickering. Final Report* London: DEFRA - Department for Environment Food and Rural Affairs.
- Nisbet, T., Roe, P., Marrington, S., Thomas, H., Broadmeadow, S., & Valatin, G. (2015b). *Defra FCERM Multi-objective Flood Management Demonstration project. PROJECT RMP5455: Slowing the Flow at Pickering. Appendix 14.5. Report on Ecosystem Services Valuation*, 1–22. London: DEFRA - Department for Environment Food and Rural Affairs.
- Nordhaus, W. (2017) Revisiting the social cost of carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114. 7.
- Oddone, E., Boz, B., & Goltara, A. (2017). HyMoCARES project WPC. Communication. D.C.1.1. Communication Strategy.
- Parish F, Sirin A, Charman D, Joosten H, Minaeva T, Silvius M. (2008). *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change*. Global Environment Centre: Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen.
- Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-baggethun, E., Martín-lópez, B., Verma, M., Simpson, R. D. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations (TEEB)*. Chapter 5. The economics of valuing ecosystem services and biodiversity, (March).
- Petutschnig, W. (2000). LIFE-Projekt „Auenverbund Obere Drau“. *Kärntner Naturschutzberichte*, Band 5.
- Pichler, F., Michor, K., Unterlercher, M., Mandler, H., Petutschnig, W., & Sereinig, N. (2004). LIFE-Projekt Auenverbund Obere Drau. 1. April 99 - 31. Dezember 03. Endbericht. Klagenfurt.
- Plummer, M.L. (2009). Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7 (1), 38–45. Baumgarten, C., Christiansen, E., Naumann, S.,



- Penn-Bressel, G., Rechenberg, J., & Walter, A.-B. (2011). Hochwasser. Verstehen, erkennen, handeln! Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau.
- Podschun, S. A., Thiele, J., Dehnhardt, A., Mehl, D., Hoffmann, T. G., & Albert, C. (2018). Das Konzept der Ökosystemleistungen - eine Chance für integratives Gewässermanagement. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung*, 62 (December), 453–468.
- Potschin, M. B., & Haines-Young, R. H. (2011). Progress in Physical Geography Ecosystem services : Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35, 575–594.
- Rayanov, M., Dehnhardt, A., Glockmann, M., Hartje, V., Hirschfeld, J., & Lindow, M. (2018). Der ökonomische Wert von Flusslandschaften für Naherholung – eine Zahlungsbereitschaftsstudie in vier Regionen Deutschlands. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung*, 6(4), 410–422.
- Resi-project.info (2019). River Ecosystem Service Index (RESI). Projekthomepage. URL:(zuletzt eingesehen April 2019)
- REVITAL (2014). Gewässerentwicklungskonzept Obere Drau II. Oberdrauburg – Autobahnbrücke Molzbichl. Anhang Steckbriefe Evaluierung GEK Obere Drau. REVITAL Integrative Naturraumplanung. Nußdorf-Debant, Villach.
- Ricardo Energy & Environment. (2016). Valuing flood-regulation services for inclusion in the UK ecosystem accounts. UK Office for National Statistics (ONS), (2).
- Ricke, K., Drouet, L., Caldeira, K., & Tavoni, M. (2018). Country-level social cost of carbon. *Nature Climate Change*, 8, 895–900.
- Robbins, A. S. T., & Daniels, J. M. (2012). Restoration and Economics : A Union Waiting to Happen? *Restoration Ecology*, 20(1), 10–11.
- Rouquette, J. (2013). *Ecosystem Services and Flood and Coastal Erosion Risk Management*. Natural Environment Research Council, Environment Agency. Sheffield.
- Schläpfer, F., Zweifel, P. (2008): Nutzenmessung bei öffentlichen Gütern. Konzeptionelle und empirische Probleme in der Praxis. In: Wirtschaftsdienst, Volume 88, Nummer 3. Berlin/Heidelberg: Springer.
- Schönbäck, W., Kosz, M., Madreiter, T. (1997). Nationalpark Donau-Auen: Kosten-Nutzen-Analyse. Springer Verlag, Wien/New York (ISBN 3-211-82968-7).
- Schwaiger, E. (2014). *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis*. Workshop IV: Landwirtschaft. (C. Schröter-Schlaack, H. Wittmer, M. Mewes, & I. Schniewind, Eds.). Leipzig: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung.22-30.
- Schwaiger, E., Färber, B., Kühnen, L., Stagl, S., Svehla-Stix, S., Vogel, J., & Weiß, M. (2018). *Bewertung von Ökosystemleistungen. Methodenvergleich Kosten-Nutzen-Analyse und Multikriterienanalyse anhand einer österreichischen Region*. Umweltbundesamt. Wien.
- Stamm, J., Müller, N., & Mietz, S.-C. (2017). Lösungen für ein regionales ökologisches Hochwasser- risikomanagement und eine naturnahe - Gewässerentwicklung. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 2017(4), 229–236.

- TEEB DE - Naturkapital Deutschland (2015). Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Hrsg. von Volkmar Hartje, Henry Wüstemann und Aletta Bonn. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Berlin, Leipzig
- TEEB DE - Naturkapital Deutschland (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Hrsg. von Christina von Haaren und Christian Albert. Leibniz Universität Hannover, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Hannover, Leipzig.
- TEEB DE - Naturkapital Deutschland (2018). Werte der Natur aufzeigen und in Entscheidungen integrieren – eine Synthese. Leipzig: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung.
- UBA – Umweltbundesamt (2011) Hochwasser. Verstehen, Erkennen, Handeln! Dessau-Roßlau.
- Unterlercher, M., & Sereinig, N. (2011). LIFE-Projekt Lebensader Obere Drau. Amt Der Kärntner Landesregierung.
- Weichsel-Goby, B., Bouslama, S., & Fraissl, C. (2018). *Flüsse gemeinsam gestalten. Wege und Perspektiven für gelungene Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepte (GE-RM). LE-Projekt „STREAM~LAND“*. Wien: Umweltdachverband GmbH.
- Young, R.A. (2005). Determining the economic Value of Water. Concepts and Methods. 2nd ed. Abingdon: Focal Press. Zebisch,

### **Quellen aus Pickering (5.2)**

- Craig, K. (ed) (2014). The Farm Management Handbook 2014/15, SAC Consulting, Edinburgh.
- EFTEC (2010a) The economic contribution of the public forest estate in England. Report to the Forestry Commission.
- Hanley, N., Willis, K., Powe, N. & Anderson, M. (2002) Valuing the Benefits of Biodiversity in Forests. Report to the Forestry Commission, Social & Environmental Benefits of Forestry, Phase 2.
- Mourato, S., Atkinson, G., Collins, M., Gibbons, S., MacKerron, G., Resende, G. (2010). Economic Assessment of Ecosystem Related UK Cultural Services, Report to the Economics Team of the UK National Ecosystem Assessment.

### **Quellen der weiteren Vergleichsstudien (5.7)**

- Barak, B., & Katz, D. (2015). Land Use Policy Valuing instream and riparian aspects of stream restoration – A willingness to tax approach. *Land Use Policy*, 45, 204–212.
- Bliem, M., and Getzner, M. (2012). “Willingness-to-pay for river restoration: Differences across time and scenarios.” *Environmental Economics and Policy Studies*, 14(3), 241–260

- Bliem, M., Getzner, M., & Rodiga-Iaßnig, P. (2012). Temporal stability of individual preferences for river restoration in Austria using a choice experiment. *Journal of Environmental Management*, 103, 65–73.
- Collins, A., Rosenberger, R., & Fletcher, J. (2005). The economic value of stream restoration. *Water Resources Research*, 41(WO2017), 1–9.
- Gerner, N. V., Nafu, I., Winking, C., Wencki, K., Strehl, C., Wortberg, T., Birk, S. (2018). Large-scale river restoration pays off: A case study of ecosystem service valuation for the Emscher restoration generation project. *Ecosystem Services*, 30, 327–338.
- Getzner, M. (2014). Importance of Free-Flowing Rivers for Recreation: Case Study of the River Mur in Styria, Austria. *Journal of Water Resources Planning and Management*.
- Hopkins, K. G., Noe, G. B., Franco, F., Pindilli, E. J., Gordon, S., Metes, M. J., Hogan, D. M. (2018). A method to quantify and value floodplain sediment and nutrient retention ecosystem services, 220. 65–76.
- Mehl, D., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W., & Ehlert, T. (2013). Analyse und Bewertung von Ökosystemfunktionen und -leistungen großer Flussauen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 6(9), 493–499.
- Meyerhoff, J., & Dehnhardt, A. (2007). Directive and Economic Valuation of Wetlands: the Restoration of Floodplains along the River Elbe. *European Environment*, 17, 18–36.
- Meyerhoff, J., Boeri, M., & Hartje, V. (2014). The value of water quality improvements in the region Berlin- Brandenburg as a function of distance and state residency. *Water Resources and Economics*, 5, 49-66.
- Pattison-Williams, J. K., Pomeroy, J. W., Badiou, P., & Gabor, S. (2018). Wetlands, Flood Control and Ecosystem Services in the Smith Creek Drainage Basin: A Case Study in Saskatchewan, Canada. *Ecological Economics*, 147(June 2017), 36–47.
- Perni, Á., Martínez-paz, J., & Martínez-carrasco, F. (2011). Social preferences and economic valuation for water quality and river restoration: the Segura River, Spain. *Water and Environment Journal*.
- Pinke, Z., Kiss, M., & Lövei, G. L. (2017). Developing an integrated land use planning system on reclaimed wetlands of the Hungarian Plain using economic valuation of ecosystem services. *Ecosystem Services*.
- Rayanov, M., Dehnhardt, A., Glockmann, M., Hartje, V., Hirschfeld, J., & Lindow, M. (2018). Der ökonomische Wert von Flusslandschaften für Naherholung – eine Zahlungsbereitschaftsstudie in vier Regionen Deutschlands. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung*, 6(4), 410–422.
- Watson, K. B., Ricketts, T., Galford, G., Polasky, S., & Nieldunne, J. O. (2016). Quantifying flood mitigation services: The economic value of Otter Creek wetlands and floodplains to Middlebury, VT. *Ecological Economics*, 130, 16–24.

## Abbildungen und Tabellen

|  |    |
|--|----|
| <i>Abbildung 1: Das Kaskadenmodell der Beziehungen zwischen den Ökosystemen und dem menschlichen Wohlergehen.....</i>                                | 9  |
| <i>Abbildung 2: Nutzungsabhängige und nutzungsunabhängige Wertschätzungen als Elemente des ökonomischen Gesamtwerts von Ökosystemleistungen.....</i> | 11 |
| <i>Abbildung 3: Exemplarische Darstellung des Vergleichs der ÖSL verschiedener Planungsszenarien für einen Flusskilometer mit RESI.....</i>          | 29 |
| <i>Abbildung 4: : Beispiel einer Wahlkarte des Choice Experiments im Rahmen von In_StröHmunG ....</i>  | 30 |
| <i>Abbildung 5: Beispiel zur Darstellung von Wahloptionen im Choice Experiment (naturnahe und naturferne Uferbeschaffenheit).....</i>                | 31 |
| <i>Abbildung 6: Der Drauabschnitt Obergottesfeld, 2009, 2011 und 2012 (REVITAL 2014: 228).....</i>   | 38 |
| <i>Abbildung 7: Gesamtbewertung der Erreichung von Maßnahmenzielen im Abschnitt Obergottesfeld (REVITAL 2014: 251).....</i>                          | 39 |
| <br>   |    |
| <i>Tabelle 3: Hauptsächlichliche Anwendungsbereiche von ausgewählten ökonomischen Bewertungsmethoden nach Ökosystemleistungen.....</i>               | 16 |
| <i>Tabelle 4: Stärken und Schwächen ökonomischer Bewertungsmethoden von Ökosystemleistungen ...</i>  | 16 |
| <i>Tabelle 5: Übersicht über die betrachteten ÖSL und geeignete ökonomische Bewertungsmethoden ..</i>  | 20 |
| <i>Tabelle 6: Mögliche Wirkungen integrativer Hochwasserschutzmaßnahmen auf die verschiedenen relevanten Ökosystemleistungen.....</i>                | 22 |
| <i>Tabelle 7: Zusammenfassung der ÖSL Bewertung durch das Projekts „Slowing the Flow at Pickering“.....</i>  | 25 |
| <i>Tabelle 8: Zusammenfassung der ÖSL Bewertung durch die Renaturierung des Skjern Flusses.....</i>  | 27 |
| <i>Tabelle 9: Übersicht über die Arbeitspakete des HyMoCARES Projekt.....</i>  | 32 |
| <i>Tabelle 10: Übersicht über ÖSL Bewertungen aus gewässerrenaturierungsrelevanten Studien.....</i>  | 33 |
| <i>Tabelle 11: Maßnahmen des LIFE-Projekts "Auenverbund Obere Drau".....</i>   | 37 |
| <i>Tabelle 12: Maßnahmen des LIFE-Projekts „Lebensader Obere Drau“.....</i>  | 38 |
| <i>Tabelle 13: Zusammenfassung der Wirkungen und Bewertungsmethoden für das Beispiel Obere Drau.....</i>   | 48 |

## Anhang: Beeinflussungstabelle aus dem Workshop

|  |  |   | Schaffung/Erweiterung<br>/Sicherung von RE-<br>TENTIONS-<br>FLÄCHEN                           | Erhaltung/Entwick-<br>lung von AUEN                            | GEWÄSSER RENA-<br>TURIERUNG                   | Anbindung/Schaf-<br>fung von SEITEN-<br>UND NEBENGE-<br>WÄSSER  | ANGEPASSTE LWS                  |
|--|--|---|---|--|---|---|---------------------------------|
| Versorgungsleistungen (Biotisch)   | Nutzung von Kul-<br>turpflanzen, Pilze,<br>Algen und deren<br>Produkten  | Kulturpflanzen, Pilze und<br>Algen mit Ernährungs-<br>zweck   | (extensive) LWS Nutzung<br>weiterhin möglich, mögli-<br>che Verluste durch Über-<br>flutungen |  | Entzug von LWS Flä-<br>chen möglich           | Entzug Flächen mög-<br>lich                                     | Extensivierung                  |
|  |  | Fasern und andere Materi-<br>alien von Kulturpflanzen,<br>Pilzen und Algen mit dem<br>Zweck der direkten Ver-<br>wendung oder Weiterver-<br>arbeitung | Forstwirtschaft möglich,<br>mögliche Verluste durch<br>Überflutungen                          | Forstwirtschaft möglich<br>(wenn nicht unter Na-<br>turschutz) | Entzug von LWS Flä-<br>chen möglich           | Entzug Flächen<br>möglich                                       | Extensivierung                  |
|  |  | Kulturpflanzen, Pilze und<br>Algen mit energetischem<br>Verwendungszweck  | Forstwirtschaft/Energie-<br>pflanzen möglich, mögli-<br>che Verluste durch Über-<br>flutungen | Forstwirtschaft möglich<br>(wenn nicht unter Na-<br>turschutz) |   | Entzug Flächen mög-<br>lich                                     | Energiepflanzen möglich         |
|  | Nutzung von ter-<br>restrischen Nutztie-<br>ren und deren Pro-<br>dukten   | Nutztiere mit Ernährungs-<br>zweck  | Grünlandwirtschaft/<br>Waldweiden möglich   |  | Entzug von GL Flächen<br>möglich              | Entzug von GL Flä-<br>chen möglich                              | Grünlandwirtschaft mög-<br>lich |
|  | Nutzung von ter-<br>restrischen und<br>aquatischen Wild-<br>pflanzen, Pilze, Al-<br>gen und deren Pro-<br>dukten | Wildpflanzen, Pilze und<br>Algen mit Ernährungs-<br>zweck   | ev. Pilze, Kräuter & Bee-<br>ren  | ev. Pilze, Kräuter &<br>Beeren                                 |   |   |                                 |
|  | Nutzung von ter-<br>restrischen und<br>aquatischen Wild-<br>tieren und deren<br>Produkten                        | Wildtiere mit Ernährungs-<br>zweck  | Jagd möglich  | Jagd & Fischerei mög-<br>lich                                  | Schaffung naturnaherer<br>(Fisch-)Lebensräume | Schaffung naturnaher<br>(Fisch-)Lebensräume<br>und -Laichgründe | Jagd möglich                    |
| Fasern und andere Materi-<br>alien von Wildtieren mit<br>dem Zweck der direkten<br>Verwendung oder Wei-<br>terverarbeitung |  | Jagd möglich  | Jagd möglich  |  |   | Jagd möglich  |                                 |

|   |   |  | Schaffung/Erweiterung<br>/Sicherung von<br>RETENTIONS-<br>FLÄCHEN            | Erhaltung/Entwick-<br>lung von AUEN | GEWÄSSER RENA-<br>TURIERUNG                                      | Anbindung/Schaf-<br>fung von SEITEN-<br>UND NEBENGE-<br>WÄSSER | ANGEPASSTE LWS                   |
|---|---|--|--|-------------------------------------|--|--|----------------------------------|
| Regulierungs- und Erhaltungsleistungen (Biotisch) | Regulierung von<br>Schadstoffen und<br>Abfällen menschi-<br>chen Ursprungs<br>durch Lebewesen | Biologische Sanierung<br>von Umweltbelastungen<br>durch<br>Mikroorganismen, Algen,<br>Pflanzen und Tiere         |  |                                     |  |  |                                  |
|   |   | Filtration/ Festlegung/<br>Speicherung/ Akkumula-<br>tion durch<br>Mikroorganismen, Algen,<br>Pflanzen und Tiere | Verbesserte Filtrationsleistung, weniger Versiegelung,<br>Bäume fixieren CO2 |                                     | Uferpflanzen reduzieren<br>Schadstoffeintrag in<br>Fließgewässer |  | Filtration von Schadstof-<br>fen |
|   | Abschwächung<br>von Störfaktoren<br>menschlichen Ur-<br>sprungs                               | Minderung von visuellen<br>Störungen   |  |                                     |  | attraktiveres Landschaftsbild im vgl zu technischem HWS        |                                  |

Fortsetzung der Beeinflussungstabelle (2/4)

|   |  | Schaffung/Erweiterung /Sicherung von RETENTIONS-FLÄCHEN            | Erhaltung/Entwicklung von AUEN  | GEWÄSSER RENATURIERUNG  | Anbindung/Schaffung von SEITEN-UND NEBENGEWÄSSER   | ANGEPASSTE LWS   |
|---|--|--|---|---|--|--|
| Regulierung von baseline flows und Extremereignissen                      | Kontrolle von Bodenerosion   | Wurzeln stabilisieren den Boden                                    |   | Uferpflanzen reduzieren Sedimenteintrag in Fließgewässer                                      |  | durch angepasste Bodennutzung, Windschutz (Pflanzen)                               |
|   | Stabilisierung und Verminderung von Sediment- und Geschiebebewegungen                            | Wurzeln stabilisieren den Boden                                    |   | Uferpflanzen stabilisieren, Reduktion Sedimentbewegung durch Morphologie und Strukturelemente |  |  |
|   | Erhalt des Wasserhaushalts und des Abflussregimes, sowie Hochwasserschutz                        | Erhalt/Erhöhung der Wasserhaltekapazität, Reduktion von HW-Spitzen |   | Erhöhung der Wasserhaltekapazität, Reduktion von HW-Spitzen                                   |  | Erhöhung der Wasserhaltekapazität, Verbesserung der Versickerungsleistung          |
|   | Schutz vor Sturmgefahren   | durch Vegetation   | durch Auenvegetation  | durch Uferbepflanzung   |  | durch Hecken   |
| Erhaltung von Lebenszyklen, Habitaten und Genpool                         | Bestäubung   | ja, bei passender Vegetation, & Nutzung                            | ja, bei passender Vegetation  | ja, bei passender Ufervegetation  |  | Reduktion Pestizide, kleinteiligere LWS, positive Wirkung auf Bestäuber            |
|   | Diasporenverbreitung   | ja, bei passender Vegetation, & Nutzung                            | ja, bei passender Vegetation  | ja, bei passender Ufervegetation  |  |  |
|   | Erhaltung von Jungpopulationen und Nursery Habitaten   | ja, bei passender Vegetation, & Nutzung                            | ja, bei passender Vegetation wertvolle Lebensräume  | ja, bei passender Vegetation wertvolle Lebensräume  | Schaffung neuer Laichgründe  | ja, bei passender Vegetation, & Nutzung  |
| Schädlings- und Krankheitskontrolle                                       | Kontrolle von Schädlingen (inklusive invasiver Arten)  |  |   |   |  |  |
|   | Kontrolle von Krankheitserregern   |  |   |   |  | über Fruchtfolge   |
| Bodenbildung, -aufbau und -zusammensetzung                                | Verwitterungsprozesse und Bodenaufbau  | Bodenbildung/aufbau  | Effekt Altholz  |   |  | Einpflügen von Ernterückständen und andere Methoden zur Förderung der Humusbildung |
|   | Zersetzung und Fixierung organischer Substanz und deren Auswirkung auf die Bodenqualität         |  | Effekt Altholz?   |   |  | Leguminosen (Stickstoffbindung)  |
| Beeinflussung der Wasserqualität  | Einfluss von Lebewesen auf die Wasserqualität von Süßwassergewässern                             |  | Bedeutung von Mikroorganismen im Wasser, Uferpflanzen reduzieren Schadstoffeintrag in Fließgewässer, Reinigen das Wasser und entziehen Nährstoffe |   |  | Einfluss Kulturpflanzen auf Wasserqualität?  |
| Beeinflussung der atmosphärischen Zusammensetzung, Luftqualität und Klima | Regulation der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre und der Ozeane                          | CO2 Fixierung von Vegetation                                       | CO2 Fixierung, speziell Torfböden aber auch Vegetation  | Uferpflanzen reduzieren Schadstoffeintrag, CO2 Fixierung möglich                              | Uferpflanzen reduzieren Schadstoffeintrag, CO2 Fixierung möglich                             | bessere CO2 Fixierung bei höheren Hummusgehalten                                   |
|   | Regulation von Temperatur und Feuchtigkeit, inklusive Ventilation und Transpiration (Mikroklima) | ja, bei passender Vegetation                                       | Kühlender Effekt von Bäumen, Wirkung auf Boden- & Luftfeuchtigkeit  | kühlender Effekt von Wasserflächen, Beschattung durch Ufervegetation, Reduzierte Verdunstung  | kühlender Effekt von Wasserflächen, Beschattung durch Ufervegetation, Reduzierte Verdunstung |  |

Fortsetzung der Beeinflussungstabelle (3/4)

|                                  |  | Schaffung/Erweiterung /Sicherung von RETENTIONS-FLÄCHEN  | Erhaltung/Entwicklung von AUEN  | GEWÄSSER RENATURIERUNG                            | Anbindung/Schaffung von SEITEN-UND NEBENGEWÄSSER  | ANGEPASSTE LWS  |   |
|----------------------------------|--|--|---|---|---|---|---|
| Kulturelle Leistungen (Biotisch) | Physische und erlebnisbasierte Erfahrungen mit natürlicher Umwelt            | Charakteristika von lebendigen Systemen die gesundheitsfördernde Aktivitäten, Erholung oder Vergnügen, durch aktive oder immersive Interaktionen ermöglichen     | möglicher Erholungs-/Freizeitwert, bei naturnaher Gestaltung  | ja, hoher Erholungs-/Freizeitwert                 | ja, wenn naturnahe Gestaltung eine Nutzung nicht ausschließt bzw. Zugänglichkeit verhindert, Angelfischerei | ja, wenn naturnahe Gestaltung eine Nutzung nicht ausschließt bzw. Zugänglichkeit verhindert, Angelfischerei | Verbesserung des Landschaftsbildes durch kleinteiligere Nutzung |
|                                  |  | Charakteristika von lebendigen Systemen die gesundheitsfördernde Aktivitäten, Erholung oder Vergnügen, durch passive oder beobachtende Interaktionen ermöglichen | ja, bei naturnaher Gestaltung - Tierbeobachtungen   | ja, sehr - hohe Artenvielfalt - Tierbeobachtungen | ja, Erhöhung der Artenvielfalt - Tierbeobachtungen, speziell auch aquatisch                                 | ja, Erhöhung der Artenvielfalt - Tierbeobachtungen, speziell auch aquatisch                                 | ja, Erhöhung der Artenvielfalt möglich - Tierbeobachtungen      |
|                                  | Kognitive und emotionale Interaktion mit natürlicher Umwelt                  | Charakteristika von lebendigen Systemen die wissenschaftliche Erforschung oder das Erlangen von traditionellen ökologischen Erkenntnissen ermöglichen            | ja, bei naturnaher Gestaltung   | ja, wissenschaftlich wertvolle Naturräume         | ja, wissenschaftlich wertvolle Naturräume   | ja, wissenschaftlich wertvolle Naturräume   |   |
|                                  |  | Charakteristika von lebendigen Systemen die Bildung und Training ermöglichen   | Dynamische Entwicklung der Flächen  | Bedeutung Auenökologie                            | Bedeutung Gewässerökologie  | Bedeutung Gewässerökologie  | Bedeutung traditioneller LWS Praxis                             |
|                                  |  | Charakteristika von lebendigen Systemen die bedeutend im Hinblick auf Kultur und Tradition sind  |   | Symbolische Bedeutung, Freizeit und Erholung      | Symbolische Bedeutung, Freizeit und Erholung  | Symbolische Bedeutung, Freizeit und Erholung  | Bedeutung traditioneller LWS Praxis?                            |
|                                  |  | Charakteristika von lebendigen Systemen die ästhetische Erfahrung ermöglichen  | möglicherweise ästhetisch ansprechend   |   |   |   |   |
|                                  | Spirituelle und symbolische Interaktion mit natürlicher Umwelt               | Elemente von lebendigen Systemen die eine symbolische Bedeutung haben  | Existenz-/Options-/Möglichkeitwert einer höheren Biodiversität bzw. Dynamik der Ökosysteme<br>möglicherweise mit symbolischem Wert (zb Hainburger Au) |   |   |   |   |
|                                  |  | Elemente von lebendigen Systemen die zur Unterhaltung oder Repräsentation dienen   | Sportflächennutzung, Erholung   | Freizeit und Erholung                             |   |   |   |
|                                  | Andere biotische Charakteristika die einen nicht-nutzensbezogenen Wert haben | Charakteristika und Elemente von lebendigen Systemen die einen Existenzwert haben  |   | ja, hoher Naturschutzwert                         | Naturschutzwert möglich   | Naturschutzwert möglich   | Naturschutzwert möglich   |
|                                  |  | Charakteristika und Elemente von lebendigen Systemen die einen Options- oder Vermächtniswert haben   | Bedeutung als Habitat für natürlich vorkommende Tier- und Pflanzenarten   |   |   |   |   |

Fortsetzung der Beeinflussungstabelle (4/4)

|                                   |                               | Schaffung/Erweiterung /Sicherung von RETENTIONS-FLÄCHEN | Erhaltung/Entwicklung von AUEN            | GEWÄSSER RENATURIERUNG              | Anbindung/Schaffung von SEITEN- UND NEBENGEWÄSSER | ANGEPASSTE LWS                            |
|-----------------------------------|-------------------------------|---|---|-------------------------------------|---|---|
| Versorgungsleistungen (Abiotisch) | Nutzung von Oberflächenwasser | Oberflächenwasser mit Trinkwasserverwendung             |   | Trinkwasserentnahme (Uferfiltrat)   |   |   |
|                                   |                               | Oberflächenwasser mit Nutzwasserverwendung              |   | Wasserentnahme zum Bewässern        |   |   |
|                                   |                               | Oberflächengewässer zur Energieerzeugung                |   | Kleinwasserkraftwerke, bzw. Verbote |   |   |
|                                   | Nutzung von Grundwasser       | Grundwasser mit Trinkwasserverwendung                   | Versickerung erhöht Grundwasserneubildung | Grundwasserneubildung               |   | Versickerung erhöht Grundwasserneubildung |

|  |   |   |   |  |  |  |
|--|---|---|---|--|--|--|
| Regulierungs- und Erhaltungsleistungen (Abiotisch) | Abschwächung von Störfaktoren menschlichen Ursprungs                                  | Abschwächung von Störfaktoren durch abiotische Strukturen oder Prozesse                         |   | Wiederherstellung einer besseren morphologischen Selbstregulation  |  |  |
|  | Regulierung von baseline flows und Extremereignissen                                  | Massenflüsse  |   | Begünstigung natürliche Substratumlagerungen, Selbstregulierung (anstelle Sedimentmanagement); Reduktion von Sofortmaßnahmen nach HW-Ereignissen |  |  |
|  |   | Flüssigkeitsflüsse  | Ermöglicht die Ausbreitung von (Hoch-)Wasser in die Fläche, erhöht Wasserhaltekapazität & reduziert Hochwasserspitzen             |  |  |  |
|  | Erhalt und Wiederherstellung von physischen, chemischen und morphologischen Zuständen | Erhalt, Regulierung und Wiederherstellung durch natürliche chemische und physikalische Prozesse | Bedeutung der Gewässermorphologie für natürliche hydro-morphologische Prozesse; Reduktion von Sofortmaßnahmen nach HW-Ereignissen |  |  |  |

|                                   |  |  |   |  |  |  |
|-----------------------------------|--|--|---|--|--|--|
| Kulturelle Leistungen (Abiotisch) | Physische und erlebnisbasierte Erfahrungen mit unbelebten Komponenten        | Natürliche, abiotische Charakteristika die aktive oder passive physische oder experimentelle Interaktionen ermöglichen | Erholungswert, Freizeit im Raum   |  |  |  |
|                                   | Intellektuelle und repräsentative Interaktion mit unbelebten Komponenten     | Natürliche, abiotische Charakteristika die intellektuelle Interaktionen ermöglichen                                    | Biodiversität, Diverse Landschaft(-selemente), möglicherweise ästhetisch ansprechend, Touristische Bedeutung      |  |  |  |
|                                   | Spirituelle, symbolische und andere Interaktionen mit unbelebten Komponenten | Natürliche, abiotische Charakteristika die symbolische, spirituelle oder andere Interaktionen ermöglichen              |   | höher Zahlungsbereitschaft für fließendes Wasser |  |  |
|                                   | Andere abiotische Charakteristika die einen nicht-nutzenbezogenen Wert haben | Natürliche, abiotische Charakteristika die einen Existenz-, Options-, oder Vermächtniswert besitzen                    | Exisistenz-/Options-/Möglichkeitwert diverser Landschaft, mögliche Vorkommen seltener geomorphologischer Elemente |  |  |  |